



Université Ouaga I  
Pr Joseph KI-ZERBO

-----  
Ecole Doctorale  
Sciences et Technologies

Thèse de doctorat en cotutelle  
Présentée pour l'obtention du grade de :  
Docteur de l'Université Ouaga I Pr JKZ et de l'Université de Mons

Par : **Corneille BAKOUAN**

**Domaine** : Sciences et Technologies

**Mention** : Chimie

**Spécialité** : Physico-chimie des Matériaux

**UMONS**  
Université de Mons

Université de Mons  
-----  
Faculté Polytechnique

---

---

## **Caractérisation de quelques sites latéritiques du Burkina Faso : application à l'élimination de l'arsenic (III) et (V) dans les eaux souterraines**

---

---

*Soutenue publiquement le 02 février 2018 devant le jury composé de :*

**Président :**

**Lucien D. BONOU**, Professeur Titulaire, Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO

**Membres :**

**Philippe ANCIA**, Professeur, Université de Mons

**Pierre VAN ANTWERPEN**, Professeur, Université libre de Bruxelles

**Philippe HUBERT**, Professeur, Université de Liège

**Jonas Yao ANDJI-YAPI**, Professeur Titulaire Université Felix HOUPHOUET-BOIGNY (Rapporteur)

**Samuel PARE**, Maître de Conférences, Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO (Rapporteur)

**Directeurs de Thèse :**

**Boubié GUEL**, Professeur Titulaire, Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO

**Anne-Lise HANTSON**, Professeur, Université de Mons



# RETRAITES

*A la mémoire de mon père et de mes sœurs*

*Reposez en paix*

*A ma mère*



## *Préambule*

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'exécution d'un projet de recherche-développement, dont les bénéficiaires finaux sont les populations des villages de Tanlili et de Lilgomdé dans la région du Nord au Burkina Faso qui connaissent un réel problème d'approvisionnement en eau potable. Ce projet, financé par la Belgique à travers un programme inter universitaire ciblé soutenu par l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur de la Commission de Coopération au Développement (ARES-CCD), est une contribution à l'évaluation de l'ampleur des points d'eau contaminés par l'arsenic par la mise au point d'un outil de détermination du métalloïde d'une part et la mise au point d'un dispositif d'assainissement des eaux d'autre part.

## *Remerciements*

Ce travail que nous présentons ici a été financé par l'ARES-CCD, financement qui a permis d'assurer nos mobilités à la Faculté Polytechnique de Mons, de réaliser des analyses au sein du Service de Génie des Procédés Chimiques et Biochimiques. Qu'il me soit permis de remercier fortement les responsables de ce programme pour ce soutien et aussi pour leur disponibilité sans faille à écouter et aider les boursiers.

Ce travail a été réalisé en complément aux seins du Laboratoire de Chimie Moléculaire et des Matériaux et du Service de Génie des Procédés Chimiques et Biochimiques sous la codirection respective des Professeurs Boubié GUEL et Anne-Lise HANTSON. Je leur sais gré d'avoir accepté de codiriger cette thèse et leur exprime ma sincère gratitude.

Le Professeur Boubié GUEL nous a donné le goût à la recherche en nous accueillant depuis le DEA, avant le début de ce travail, dans le Laboratoire de Chimie Moléculaire et des Matériaux/Equipe de Chimie Physique et d'Electrochimie. Je tiens à lui témoigner toute ma sincère gratitude pour la confiance qu'il a placée en moi, sa disponibilité et le soutien constant dont j'ai pu bénéficier pendant ces années de thèse. J'ai pu apprécier sa rigueur scientifique tout au long de ce travail.

Le Professeur Anne-Lise HANTSON a suivi avec intérêt les travaux menés au sein du Service de Génie des Procédés Chimiques et Biochimiques. Je tiens également à lui exprimer toute ma gratitude pour sa disponibilité, malgré son emploi de temps très chargé, pour avoir suivi avec beaucoup d'intérêts ces travaux pendant ces années de thèse au sein du Service de Génie des Procédés Chimiques et Biochimiques. Je la remercie pour sa disponibilité continue.

Les conseils précieux, prodigués par les Professeurs Boubié GUEL et Anne-Lise HANTSON tout au long de ces années de thèse, ont été fort utiles pour la conduite de ce travail à son terme. Enfin, nous voudrions les remercier pour leur compréhension et leur tolérance face aux erreurs de jeunesse que nous avons pu commettre.

Mes remerciements vont à l'endroit du Professeur Lucien D. BONOU responsable de l'Equipe Chimie Physique et l'Electrochimique (ECPE) qui m'a accueilli au sein de son équipe et pour toutes les dispositions prises qui ont abouti à la réalisation de ce travail. Je tiens à le remercier également pour avoir bien voulu présider le jury de soutenance.

Nos remerciements sont adressés aux Professeurs Jean-Michel KAUFFMANN coordonnateur principal du projet « **Contribution à l'amélioration de l'accès à une eau potable de qualité pour les populations de la région nord du Burkina Faso** » et Issa T. SOME coordinateur du projet côté sud. Je leur exprime ma profonde gratitude pour leur participation au jury interne de cette thèse.

Mes remerciements vont à l'endroit des Professeurs Guy DE WEIRELD et Philippe ANCIA pour respectivement les analyses BET et la mise à ma disposition des tamis pour l'analyse granulométrique. Je leur exprime également ma profonde gratitude pour les conseils prodigués pendant les différents comités de thèse et aussi pour leur participation au jury de cette thèse.

Nous adressons nos remerciements au Professeur Philippe HUBERT et au Docteur Eric ZIEMONS pour les conseils prodigués pendant les différents comités de thèse et aussi pour leur participation au jury de cette thèse. Nous sommes reconnaissants au Docteur Eric ZIEMOINS pour avoir accepté d'être rapporteur de la thèse malgré son calendrier très chargé.

Nos remerciements vont à l'endroit du Professeur Jonas Yao ANDJI-YAPI et du Docteur Samuel PARE pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse et pour leur participation au jury.

Je tiens à remercier le Professeur Yves GOSSUIN pour la mise à notre disposition du matériel pour la digestion aux micro-ondes et pour sa participation au jury de cette thèse.

Nous exprimons notre gratitude au professeur Pierre VAN ANTWERPEN de l'Université Libre de Bruxelles pour sa participation au jury de thèse.

Je remercie également le Professeur Maurice GONON pour la réalisation des spectres de diffraction des rayons X (DRX) dans le service des matériaux.

Je remercie également Monsieur Jacques DUTRIEUX, Ingénieur Système de EMRA pour sa disponibilité pour les analyses MEB.

Mes remerciements vont à l'endroit du Professeur Abdoulaye OUEDRAOGO pour ses conseils pendant ces années de thèse.

Ma gratitude va également à l'endroit de madame Louise CHENOY pour sa disponibilité et pour m'avoir initié aux méthodes d'analyses par ICP, et également pour sa disponibilité constante tout au long de cette thèse.

Ma gratitude va également aussi à l'endroit de Valérie SCIAMANNA, pour les analyses zétamétriques.

Au sein du service de Génie des Procédés Chimiques et Biochimiques, mes remerciements vont également à l'endroit des autres membres du laboratoire, pour m'avoir chaleureusement intégré au sein de leur équipe, à savoir Michel DELAUNOIS, Henri VICENT, Marie-Eve DUPREZ, Aldo MIRISOLA, Joëlle CAMBIER, Julien GERVASI, Charlotte MERLIN, Robin RONNEAU et Cristiana CASTRO. Je leur dis merci pour leur disponibilité, pour la bonne ambiance qui a prévalu au cours de ces années passées à leur côté.

Au sein du Laboratoire de Chimie Moléculaire et des Matériaux, mes remerciements vont à l'endroit :

du Dr Tambi RAMDE, Maître de Conférences à l'Université de Ouaga 1 Pr J.K.Z, membre de de l'Equipe Chimie Physique et d'Electrochimie (ECPE) pour ses conseils précieux ;

du Dr Brahim SORGHOU, Maître-assistant à l'Université de Ouaga 1 Pr J.K.Z, pour ses contributions diverses et ses conseils ;

du Dr Mohamed SEYNOU et du Dr Lamine ZERBO , Maîtres de Conférences à l'Université Ouaga 1 Pr JKZ, pour leurs conseils précieux.

Je remercie mes collègues doctorants et membres de l'Equipe Chimie Physique et d'Electrochimie (ECPE) : Issaka GARIKOE, Tibo ZOROME, Ousmane TAPSOBA, Régie Dimanche OUEDRAOGO, Mamadou OUEDRAOGO et Rodrigue Ollé KAM pour le bon climat au sein de l'équipe.

Nous souhaitons dire merci à Mlle Rita Yeli KAMBOU pour son soutien moral et son encouragement constant.

Ces remerciements ne sauraient se terminer sans faire une mention particulière à Madame Dominique MERTENS qui s'est pleinement investie dans la coordination et la gestion administrative du projet « **Contribution à l'amélioration de l'accès à une eau potable de qualité pour les populations de la région nord du Burkina Faso** ».

J'exprime ma gratitude à l'International Science Program (Suède) à travers le projet IPICS/BUF : 02 pour le soutien matériel et financier dont j'ai bénéficié.

Enfin, mes derniers remerciements iront à l'endroit de ma famille pour l'aide qu'elle m'a apportée tout au long de mon cursus scolaire et universitaire.

Merci à tous !



## **RESUME**

Dans ce travail, les latérites naturelles du Burkina Faso, nommées respectivement BN, KN et LA, ont été utilisées pour éliminer l'arsenic d'une solution synthétique. Les effets de dose d'adsorbant, de la variation du pH et de la concentration initiale sur l'adsorption de l'arsenic ont été étudiés dans des expériences en batch. Avant ces investigations, les latérites ont été caractérisées par différentes méthodes physico-chimiques (DRX, FTIR, analyses chimiques élémentaires, MEB, etc.).

Pour une concentration initiale de 5 mg/l et une dose d'adsorbant de 15 g/l à une valeur du pH comprise entre 6,5 et 7, le taux d'élimination de As(V) était de  $99,72 \pm 0,35$  %, de  $99,58 \pm 0,45$  et  $85,63$  % respectivement pour KN, LA et BN, tandis que pour As(III), le taux d'adsorption était de  $98,59 \pm 0,64$  %,  $83,52 \pm 2,21$ % et  $74$  % pour les échantillons KN, LA et BN respectivement. Il a été démontré que les latérites adsorbent bien l'arséniate avec une rétention maximale en milieu acide, et la capacité d'adsorption diminue avec l'augmentation du pH, tandis que, l'adsorption de l'arsénite est indépendante du pH pour une gamme de pH inférieur à 9. Les résultats ont été modélisés par les modèles de Langmuir, Freundlich et Dubinin-Rasdushkevich (D-R) et s'adaptent bien aux trois modèles utilisés. Les études sur les résidus après adsorption de l'arsenic permettent de montrer que l'adsorption sur la surface des latérites se fait principalement par échange de ligands et l'interaction électrostatique serait insignifiante.

Les études menées sur les anions en solution, sur le taux d'élimination de l'arsenic par les latérites KN et LA ont montré que seuls les ions bicarbonates influencent le taux d'élimination de l'arsenic.

Les essais de percolation en colonne menés pour la latérite KN se sont avérés concluants avec des temps de percées meilleurs pour des concentrations inférieures à l'entrée de la colonne. La capacité d'adsorption dépend fortement du débit à l'entrée de la colonne, de la concentration initiale en As, de la hauteur du lit et de la taille des particules.

**Mots clés** : Burkina Faso, latérites, adsorption, arsenic, batch, colonne.

## **ABSTRACT**

In this work, natural laterites of Burkina Faso named BN, KN and LA respectively were used to remove arsenic (III, V) from a synthetic solution. The effects of adsorbent dose, pH variation and initial concentration on arsenic adsorption were studied in batch experiments. Before these investigations, the natural laterites have been characterized by different physical and chemical methods (XRD, FTIR, elementary chemical analyses, SEM, etc.).

For an initial concentration of 5 mg/L and an adsorbent dose of 15 g/L at a pH value between 6.5 and 7, removal efficiency achieved for As (V) are  $99.72 \pm 0.35$  %,  $99.58 \pm 0.45$  % and 85,63 % for KN, LA and BN respectively, whereas As(III) removal reaches  $83.52 \pm 2.21$  %,  $98.59 \pm 0.64$  % and 74 % for LA, KN and LA respectively. It has been demonstrated that laterites adsorb arsenate with a maximum retention in acid medium, and the adsorption capacity decreases with increasing pH, while arsenite adsorption is independent of the pH for a pH range lower than 9. The results have been modeled by the models of Langmuir, Freundlich and Dubinin-Rasdushkevich (D-R) and adapts well to the three models. Studies on residues after adsorption of arsenic suggest that adsorption on the surface of the laterites is mainly by ligand exchange and the electrostatic interaction is insignificant.

Studies carried out on the anions in solution on arsenic removal by KN and LA laterites showed that only bicarbonate ions influence the rate of arsenic removal.

Column percolation tests conducted for KN laterite were successful with better breakthrough times for arsenic smaller concentrations at the column. The adsorption capacity is highly dependent on column inlet flow, initial As concentration, bed height, and particle size.

**Key words:** Burkina Faso, laterite, adsorption, arsenic, batch, column.

## **TABLE DES MATIERES**

<b>Introduction générale</b> .....	<b>- 1 -</b>
<b>Références bibliographiques</b> .....	<b>- 5 -</b>
<b>Chapitre I : Aperçu bibliographique sur l'arsenic, les matières premières latéritiques et les méthodes de dépollution des eaux contaminées par l'arsenic</b> .....	<b>- 8 -</b>
1 Introduction .....	- 8 -
2 L'arsenic .....	- 8 -
2.1 Généralité sur l'arsenic (As) .....	- 8 -
2.2 Les propriétés de l'arsenic .....	- 9 -
2.3 Les différentes formes de l'arsenic .....	- 9 -
2.3.1 <i>Les formes inorganiques</i> .....	- 12 -
2.3.2 <i>Les formes organiques</i> .....	- 12 -
2.4 Toxicité de l'arsenic .....	- 13 -
2.5 L'arsenic dans les milieux aqueux .....	- 15 -
2.6 Source de l'arsenic .....	- 16 -
2.6.1 <i>Sources naturelles</i> .....	- 17 -
2.6.2 <i>Sources anthropiques</i> .....	- 17 -
2.7 Contamination des eaux souterraines par l'arsenic au Burkina Faso .....	- 17 -
3 Les méthodes d'élimination de l'arsenic .....	- 19 -
3.1 Les techniques physicochimiques ou conventionnelles .....	- 19 -
3.1.1 <i>L'adsorption</i> .....	- 19 -
3.1.2 <i>La coagulation-floculation</i> .....	- 21 -
3.1.3 <i>La précipitation</i> .....	- 22 -
3.1.4 <i>L'échange ionique</i> .....	- 22 -
3.1.5 <i>Les techniques membranaires</i> .....	- 23 -
3.2 Principaux avantages et inconvénients des procédés physicochimiques .....	- 23 -
4 La latérite .....	- 25 -
4.1 Définition générale de la latérite .....	- 25 -
4.2 La latérite du dictionnaire .....	- 27 -
4.3 La latérite vue par un ingénieur .....	- 27 -
4.4 Caractéristiques des latérites .....	- 27 -
4.4.1 <i>Caractéristiques chimiques et minéralogiques</i> .....	- 28 -
4.4.2 <i>Caractéristiques physiques</i> .....	- 29 -
4.5 Formation des latérites .....	- 30 -
4.5.1 <i>Facteurs de formation</i> .....	- 30 -
4.5.2 <i>Classification des latérites</i> .....	- 31 -
4.6 Propriétés physico-chimiques des latérites .....	- 32 -

4.6.1	<i>Espaces interfoliaires et capacité d'échange cationique (C.E.C)</i>	- 33
-		
4.6.2	<i>La granulométrie</i>	- 34 -
4.6.3	<i>Propriété de surface et surface spécifique des minéraux latéritiques</i>	- 35 -
4.7	<i>Utilisation des matières premières latéritiques</i>	- 36 -
5	<i>Les adsorbants utilisés pour l'élimination de l'arsenic</i>	- 37 -
5.1	<i>Le charbon actif</i>	- 37 -
5.2	<i>Les oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse</i>	- 38 -
5.3	<i>Les latérites</i>	- 38 -
6	<i>Cinétique d'adsorption</i>	- 40 -
7	<i>Les isothermes d'adsorption en batch</i>	- 41 -
7.1	<i>Classification des isothermes</i>	- 41 -
7.2	<i>Linéarisation des isothermes</i>	- 44 -
7.2.1	<i>Modèle de Langmuir</i>	- 44 -
7.2.2	<i>Modèle de Freundlich</i>	- 46 -
8	<i>Procédés d'adsorption de As(III, V) par percolation sur lit fixe</i>	- 48 -
8.1	<i>Le lit fixe</i>	- 48 -
8.2	<i>Une courbe de percée</i>	- 49 -
9	<i>Conclusion</i>	- 50 -
	<b>Références bibliographiques</b>	<b>- 51 -</b>
	<b>Chapitre II : Techniques et méthodes expérimentales</b>	<b>- 61 -</b>
1	<i>Introduction</i>	- 61 -
2	<i>Méthodes physico-chimiques des caractérisations des eaux</i>	- 61 -
2.1	<i>Mesures in situ</i>	- 61 -
2.2	<i>Analyses au laboratoire</i>	- 62 -
3	<i>Caractérisation des latérites</i>	- 64 -
3.1	<i>Caractérisation physico-chimique</i>	- 64 -
3.1.1	<i>La densité</i>	- 64 -
3.1.2	<i>Le taux d'humidité</i>	- 65 -
3.1.3	<i>La perte au feu (PF)</i>	- 66 -
3.1.4	<i>La granulométrie par tamisage</i>	- 66 -
3.1.5	<i>La surface spécifique (S<sub>s</sub>)</i>	- 67 -
3.1.6	<i>La capacité d'échange cationique</i>	- 70 -
3.1.7	<i>Spectrométrie d'Emission Atomique à source de plasma à couplage inductif (ICP – AES)</i>	- 72 -
3.1.8	<i>Le carbone organique total sur solide</i>	- 74 -
3.1.9	<i>La matière organique</i>	- 75 -
3.2	<i>Caractérisations minéralogiques</i>	- 76 -
3.2.1	<i>Diffraction des rayons X (DRX)</i>	- 76 -
3.2.2	<i>La spectrométrie infrarouge (FT-IR)</i>	- 77 -

3.3 Analyse thermogravimétrie et la calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC) .....	- 79 -
3.3.1 Principe .....	- 80 -
3.3.2 Mode opératoire .....	- 81 -
3.4 Microscopie électronique à balayage (MEB) .....	- 81 -
3.4.1 Principe .....	- 82 -
3.4.2 Mode opératoire .....	- 83 -
3.5 La zétamétrie .....	- 83 -
3.5.1 Principe .....	- 84 -
3.5.2 Le point isoélectrique (PI) .....	- 85 -
3.5.3 Mode opératoire .....	- 86 -
4 Essais d'adsorption de l'arsenic (III, V) par les latérites .....	- 86 -
4.1 Matériel et produits .....	- 86 -
4.2 Essais en batch .....	- 87 -
4.2.1 Effet de dose de l'adsorbant .....	- 87 -
4.2.2 Effet de la concentration initiale en arsenic .....	- 88 -
4.2.3 Effet du pH sur le taux d'adsorption de l'arsenic .....	- 89 -
4.2.4 Effet des ions sulfate, nitrate, phosphate et bicarbonate sur le taux d'adsorption de l'arsenic (III, V) .....	- 89 -
4.3 Adsorption de As(III, V) par la latérite KN dans une colonne à lit fixe par percolation .....	- 90 -
4.3.1 Les courbes de percée .....	- 90 -
4.3.2 Analyse des paramètres de conception de la colonne .....	- 91 -
4.3.3 Les modèles mathématiques .....	- 92 -
5 Conclusion .....	- 94 -
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>- 95 -</b>
<b>Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forage des localités de Tanlili et Lilgomdé au Nord du Burkina Faso .....</b>	<b>- 101 -</b>
1 Introduction .....	- 101 -
2 Présentation de la zone d'étude .....	- 102 -
3 Prélèvement et mesures .....	- 104 -
4 Mesures <i>in situ</i> .....	- 105 -
4.1 La température .....	- 105 -
4.2 Le potentiel hydrogène (pH) .....	- 105 -
4.3 La conductivité électrique (CE) .....	- 107 -
4.4 L'oxygène dissous (%) .....	- 107 -
4.5 Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) .....	- 108 -
5 Analyses au laboratoire .....	- 109 -
5.1 L'indice de Ryznar (IRz) .....	- 109 -
5.2 La dureté ou le titre hydrotimétrique (TH) .....	- 111 -
5.3 Le calcium .....	- 112 -
5.4 Le magnésium .....	- 113 -

5.5 Le titre alcalimétrique complet (TAC) .....	- 114 -
5.6 Les bicarbonates.....	- 115 -
5.7 Les anions (Cl <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ).....	- 116 -
5.8 Les cations.....	- 116 -
6 Faciès hydrochimiques .....	- 117 -
7 Conclusion .....	- 120 -
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>- 122 -</b>
<b>Chapitre IV : Matières premières et caractérisations physico - chimiques ...</b>	<b>125 -</b>
1 Introduction .....	- 125 -
2 Matières premières latéritiques.....	- 125 -
2.1 Techniques de prélèvement.....	- 125 -
2.2 Cadre géographique et contexte géologique.....	- 126 -
2.2.1 <i>Origine des échantillons</i> .....	- 126 -
2.2.2 <i>Contextes géologiques spécifiques des sites</i> .....	- 127 -
3.1 Caractérisations physiques.....	- 130 -
3.1.1 <i>Le taux d'humidité</i> .....	- 130 -
3.1.2 <i>La perte au feu</i> .....	- 131 -
3.1.3 <i>La densité</i> .....	- 131 -
3.1.4 <i>La granulométrie</i> .....	- 132 -
3.1.5 <i>Mesure de la surface spécifique (S<sub>s</sub>) par la méthode BET</i> .....	- 133 -
3.1.6 <i>Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)</i> ....	- 134 -
3.1.7 <i>Le carbone organique total et la quantité de matière organique</i> .....	- 137 -
3.1.8 <i>Le point isoélectrique (PI) des échantillons de latérite</i> .....	- 138 -
3.2 Analyse chimique élémentaire.....	- 140 -
3.3 Caractérisation minéralogique .....	- 141 -
3.3.1 <i>La diffractions des rayons X (DRX)</i> .....	- 141 -
3.3.2 <i>La spectrométrie infrarouge (IR)</i> .....	- 144 -
3.4 Analyse thermogravimétrie et la calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC).....	- 147 -
3.5 Caractérisation microstructurale .....	- 149 -
4 Conclusion.....	- 151 -
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>- 153 -</b>
<b>Chapitre V : Etude des phénomènes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) par les latérites.....</b>	<b>- 159 -</b>
1 Introduction .....	- 159 -
2 Adsorption en batch.....	- 159 -
2.1 Investigations structurale et microstructurale après adsorption de l'arsenic.....	- 160 -
2.1.1 <i>La spectrométrie Infrarouge (IR)</i> .....	- 160 -
2.1.2 <i>La microstructure</i> .....	- 163 -

2.1.3	<i>La Diffraction des Rayons X (DRX)</i> .....	- 165 -
2.1.4	<i>Analyse thermogravimétrie et calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC)</i> .....	- 171 -
2.2	Effet du temps de contact et de la cinétique d'adsorption de l'arsenic (III, V) .....	- 174 -
2.3	Effet de dose sur l'adsorption de As(III, V) .....	- 177 -
2.4	Effet de la concentration initiale en arsenic-relevé des isothermes .....	- 181 -
2.5	Linéarisation des isothermes.....	- 182 -
2.5.1	<i>Modèle de Langmuir</i> .....	- 183 -
2.5.2	<i>Modèle de Freundlich</i> .....	- 187 -
2.5.3	<i>Modèle de Dubinin-Rasdushkevich (D-R)</i> .....	- 190 -
2.6	Effet du pH sur l'adsorption de As(III, V).....	- 193 -
3	Etude comparative de l'adsorption de As(III, V) sur les latérites, la goethite et la kaolinite .....	- 195 -
4	Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsenic .....	- 197 -
5	Effet des anions co-existants sur l'adsorption de As(III, V) par les latérites KN et LA .....	- 201 -
6	Conclusion .....	- 205 -
	<b>Références bibliographiques</b> .....	- 207 -
	<b>Chapitre VI : Etude de l'adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne à lit fixe</b> .....	- 213 -
1	Introduction .....	- 213 -
2	Etude de l'adsorption de l'arsenic en colonne par percolation .....	- 214 -
2.1	Effet de la hauteur du lit.....	- 214 -
2.2	Effet du débit à l'entrée de la colonne .....	- 215 -
2.3	Effet de la concentration initiale en As(V) .....	- 219 -
2.4	Effet de la granulométrie .....	- 222 -
2.5	Effet du traitement thermique de la latérite .....	- 223 -
3	Analyse des données de l'adsorption .....	- 225 -
4	Conclusion .....	- 229 -
	<b>Références bibliographiques</b> .....	- 230 -
	<b>Conclusion générale</b> .....	- 233 -
	<b>Annexes</b> .....	- 237 -

## **LISTE DES FIGURES**

<b>Figure I. 1</b> : Spéciation de l'arsenic en fonction du pH : (a) As(III), (b) As(V) [10].....	- 11 -
<b>Figure I. 2</b> : Diagramme d'équilibre (Eh, pH) pour les espèces aqueuses arséniées [11].....	- 11 -
<b>Figure I. 3</b> : Principales formes de l'arsenic inorganique dans l'environnement [12].....	- 12 -
<b>Figure I. 4</b> : Principales formes de l'arsenic organique dans l'environnement [12].....	- 13 -
<b>Figure I. 5</b> : Cancer de la peau provoqué par l'arsenic. A : Hyperkératose des mains et des pieds ; B : Maladie des pieds noirs [14].....	- 14 -
<b>Figure I. 6</b> : Répartition mondiale des eaux souterraines contaminées par l'arsenic d'origine naturelle ou anthropique et estimations des personnes contaminées modifiée selon [10] .....	- 16 -
<b>Figure I. 7</b> : Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide [29].....	- 20 -
<b>Figure I. 8</b> : Exemple de sol latéritique [43] .....	- 26 -
<b>Figure I. 9</b> : Structure d'une kaolinite, feuillet à 7 Å, en deux dimensions (A) et en trois dimensions (B) [49] .....	- 29 -
<b>Figure I. 10</b> : Coupe schématique d'un profil type de sol issu de roches ultramafiques [51] .....	- 31 -
<b>Figure I. 11</b> : Feuillet et espace interfoliaire d'une kaolinite [49] .....	- 33 -
<b>Figure I. 12</b> : Image MEB de la kaolinite montrant l'empilement des plaquettes [49].....	- 35 -
<b>Figure I. 13</b> : Mécanismes d'adsorption de surface interne et externe [82].	- 40 -
<b>Figure I. 14</b> : Représentation des six classes d'isothermes d'adsorption selon l'IUPAC [85] .....	- 43 -
<b>Figure I. 15</b> : Courbe de percée expérimentale pour un lit fixe [91] .....	- 50 -
<b>Figure II. 1</b> : Structure chimique de la molécule de bleu de méthylène .....	- 69 -
<b>Figure II. 2</b> : Schéma de principe de l'ICP-AES [23] .....	- 73 -
<b>Figure II. 3</b> : Cycle thermique du four micro-onde .....	- 74 -
<b>Figure II. 4</b> : Schéma du principe de la diffraction des rayons X modifié selon Laurie PESANT [25].....	- 77 -
<b>Figure II. 5</b> : Schéma de principe d'un spectromètre FT-IR [28].....	- 79 -
<b>Figure II. 6</b> : Schéma d'une TGA/DSC1-STARE.....	- 81 -
<b>Figure II. 7</b> : Schéma du microscope électronique à balayage [14].....	- 83 -
<b>Figure II. 8</b> : Schéma de l'interface solide-liquide [32].....	- 84 -
<b>Figure II. 9</b> : Schéma du Zetasizer Nano ZS servant à la mesure des potentiels zêtas et le PI .....	- 86 -

<b>Figure III. 1</b> : Localisation des sites d'études sur la carte de Yatenga (Région du nord du Burkina Faso).....	- 103 -
<b>Figure III. 2</b> : Carte géologique de la zone de Ouahigouya montrant les concentrations d'arsenic dans les eaux souterraines provenant des forages et des puits [4] .....	- 104 -
<b>Figure III. 3</b> : Variation de la Température au cours de l'année.....	- 105 -
<b>Figure III. 4</b> : Variation du potentiel hydrogène au cours de l'année .....	- 106 -
<b>Figure III. 5</b> : Variation de la conductivité électrique au cours de l'année	- 107 -
<b>Figure III. 6</b> : Variation du pourcentage de saturation en oxygène au cours de l'année .....	- 108 -
<b>Figure III. 7</b> : Variation du potentiel redox au cours de l'année.....	- 109 -
<b>Figure III. 8</b> : Variation de l'indice de Ryznar au cours de l'année.....	- 111 -
<b>Figure III. 9</b> : Variation de la dureté totale au cours de l'année .....	- 112 -
<b>Figure III. 10</b> : Variation de la teneur en calcium au cours de l'année .....	- 113 -
<b>Figure III. 11</b> : Variation de la teneur en magnésium au cours de l'année	- 114 -
<b>Figure III. 12</b> : Variation du Titre Alcalimétrie Complet au cours de l'année ....	- 115 -
<b>Figure III. 13</b> : Variation de la teneur en ion ions hydrogénocarbonates au cours de l'année .....	- 116 -
<b>Figure III. 14</b> : Diagramme de Piper des échantillons d'eau de Tanlili et Lilgomdé pour le mois de Juillet.....	- 119 -
<b>Figure III. 15</b> : Diagramme de Piper des échantillons d'eau de Tanlili et Lilgomdé pour le mois de décembre.....	- 120 -
<b>Figure IV. 1</b> : Carte géologique simplifiée du Burkina en lien avec la location des sites d'échantillonnage.....	- 127 -
<b>Figure IV. 2</b> : Carte géologique du site latéritique de Kaya-Nord .....	- 128 -
<b>Figure IV. 3</b> : Carte géologique du site latéritique de Laye .....	- 129 -
<b>Figure IV. 4</b> : Carte géologique du site latéritique de Bobo-Nord .....	- 130 -
<b>Figure IV. 5</b> : Courbes des analyses granulométriques des échantillons ...	- 133 -
<b>Figure IV. 6</b> : Isotherme d'adsorption du bleu de méthylène de l'échantillon BN, KN et LA .....	- 135 -
<b>Figure IV. 7</b> : Détermination du point isoélectrique de la latérite à partir de la variation du potentiel zêta avec le pH pour BN, KN et LA.....	- 139 -

<b>Figure IV. 8 :</b> Diffractogramme de la matière première BN .....	- 143 -
<b>Figure IV. 9 :</b> Diffractogramme de la matière première KN .....	- 143 -
<b>Figure IV. 10 :</b> Diffractogramme de la matière première LA .....	- 144 -
<b>Figure IV. 11 :</b> Spectre infrarouge de la latérite BN .....	- 146 -
<b>Figure IV. 12 :</b> Spectre infrarouge de la latérite KN .....	- 146 -
<b>Figure IV. 13 :</b> Spectre infrarouge de la latérite LA.....	- 147 -
<b>Figure IV. 14 :</b> Thermogrammes TGA/DSC de la latérite BN.....	- 148 -
<b>Figure IV. 15 :</b> Thermogrammes TGA/DSC de la latérite KN .....	- 149 -
<b>Figure IV. 16 :</b> Thermogrammes TGA/DSC de la latérite LA.....	- 149 -
<b>Figure IV. 17 :</b> Images MEB de la latérite BN .....	- 150 -
<b>Figure IV. 18 :</b> Images MEB de la latérite KN.....	- 150 -
<b>Figure IV. 19 :</b> Images MEB de la latérite LA .....	- 150 -
<b>Figure V. 1 :</b> Spectres FTIR de la latérite BN avant et après adsorption de l'arsenic (III, V) .....	- 161 -
<b>Figure V. 2 :</b> Spectres FTIR de la latérite KN avant et après adsorption de l'arsenic (III, V) .....	- 161 -
<b>Figure V. 3 :</b> Spectres FTIR de la latérite LA avant et après adsorption de l'arsenic (III, V) .....	- 162 -
<b>Figure V. 4 :</b> Image MEB de la latérite BN en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III,V) à 5 mg/L.....	- 163 -
<b>Figure V. 5 :</b> Image MEB de la latérite KN en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III,V) à 5 mg/L.....	- 164 -
<b>Figure V. 6 :</b> Image MEB de la latérite LA en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III, V) à 5 mg/L.....	- 165 -
<b>Figure V. 7 :</b> Représentation schématique des mécanismes d'adsorption de l'arséniate sur la goéthite [11] .....	- 166 -
<b>Figure V. 8 :</b> Diffractogrammes des rayons X de la latérite BN, BN + As(III) et BN +As(V).....	- 168 -
<b>Figure V. 9 :</b> Diffractogrammes des rayons X de la latérite KN, KN + As(III) et KN +As(V).....	- 169 -
<b>Figure V. 10 :</b> Diffractogrammes des rayons X de la latérite LA, LA + As(III) et LA +As(V) .....	- 170 -
<b>Figure V. 11 :</b> Thermogrammes DSC de la latérite BN, BN + As(III) .....	- 171 -

<b>Figure V. 12</b> : Thermogrammes DSC de la latérite de BN, BN + As(V)...	- 172 -
<b>Figure V. 13</b> : Thermogrammes DSC de la latérite KN, KN + As(III) .....	- 172 -
<b>Figure V. 14</b> : Thermogrammes DSC de la latérite KN, KN + As(V) .....	- 173 -
<b>Figure V. 15</b> : Thermogrammes TGA/DSC de LA, LA + As(III).....	- 173 -
<b>Figure V.16</b> : Thermogrammes DSC de la latérite LA, LA + As(V).....	- 174 -
<b>Figure V. 17</b> : Effet du temps de contact sur l'élimination de l'arsenic (III, V) par les latérites KN et LA. $m = 0,5$ g d'adsorbant et $C_0 = 5$ mg/L.....	- 175 -
<b>Figure V. 18</b> : Effet de dose des adsorbants BN, KN et LA sur l'adsorption de As(III). $C(\text{As(III)}) = 5$ mg/L ; Dose adsorbant : 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation : 24h; $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$ .....	- 178 -
<b>Figure V. 19</b> : Effet de la dose des adsorbants BN, KN et LA sur l'adsorption de As(V). $C(\text{As(V)}) = 5$ mg/L ; Dose adsorbant : 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation : 24h ; $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$ .....	- 179 -
<b>Figure V. 20</b> : Isotherme d'adsorption de As(III) sur les adsorbants BN, KN et LA. $C(\text{As(III)}) : 1 - 10$ mg/L ; Dose ads : 10 g/L ; Temps d'agitation : 24 h; $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$ .....	- 182 -
<b>Figure V. 21</b> : Isotherme d'adsorption de As(V) sur les adsorbants BN, KN et LA. $C(\text{As(V)}) : 1 - 10$ mg/L ; Dose ads : 10 g/L ; Temps d'agitation : 24h; $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$ .....	- 182 -
<b>Figure V. 22</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de Langmuir .....	- 184 -
<b>Figure V. 23</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de Langmuir.....	- 184 -
<b>Figure V. 24</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de Langmuir .....	- 185 -
<b>Figure V. 25</b> : Représentation du paramètre $R_L$ en fonction des différentes concentrations en As(III).....	- 185 -
<b>Figure V. 26</b> : Représentation du paramètre $R_L$ en fonction des différentes concentrations en As(V).....	- 186 -
<b>Figure V. 27</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de Freundlich .....	- 188 -
<b>Figure V. 28</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de Freundlich .....	- 188 -
<b>Figure V. 29</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de Freundlich.....	- 189 -

<b>Figure V. 30</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de D-R.....	- 191 -
<b>Figure V. 31</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de D-R.....	- 191 -
<b>Figure V. 32</b> : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de D-R.....	- 192 -
<b>Figure V. 33</b> : Effet de pH sur le taux d'adsorption de As(III) par BN, KN et LA. C(As(III)) = 5 mg/L ; Dose ads = 10 g/L; Temps d'agitation = 24 heures ; 0,295 mm ≤ granulométrie < 0,354 mm .....	- 194 -
<b>Figure V. 34</b> : Effet de pH sur le taux d'adsorption de As(V) par BN, KN et LA. C(As(V)) = 5 mg/L ; Dose ads = 10g/L ; Temps d'agitation = 24 heures ; 0,297 mm ≤ granulométrie < 0,354 mm .....	- 195 -
<b>Figure V. 35</b> : Effet comparatif sur le taux d'élimination de As(III, V) entre les latérites et la goethite. C(As(III)) = 5 mg/L ; Dose ads = 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation = 24 heures.....	- 196 -
<b>Figure V. 36</b> : Effet comparatif sur le taux d'élimination de As(III, V) entre les latérites et la kaolinite. C(As(III)) = 5 mg/L ; Dose ads = 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation = 24 heures.....	- 196 -
<b>Figure V. 37</b> : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsénite par KN .....	- 199 -
<b>Figure V. 38</b> : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arséniate par KN .....	- 199 -
<b>Figure V. 39</b> : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsénite par LA .....	- 200 -
<b>Figure V. 40</b> : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arséniate par LA.....	- 200 -
<b>Figure V. 41</b> : Diagramme schématique des mécanismes d'adsorption interne et externe pour LA et KN.....	- 201 -
<b>Figure V. 42</b> : Effet des anions sur le taux d'adsorption de As(III, V). (a) effet des ions bicarbonate pour KN et LA, (b) effet de l'ensemble des anions pour KN, (c) effet des ions phosphate, nitrate et sulfate .....	- 205 -
<b>Figure VI. 1</b> : Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe garni de l'adsorbant KN à différentes profondeur (C <sub>0</sub> = 1,5 mg/L et Q = 3 mL/min) .....	- 215 -
<b>Figure VI. 2</b> : Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 2,5 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits. ....	- 218 -

- Figure VI. 3 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits. .... - 219 -
- Figure VI. 4 :** Courbe de percée de As(III) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits. .... - 219 -
- Figure VI. 5 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 2,5 cm garni de l'adsorbant KN à différentes concentrations..... - 221 -
- Figure VI. 6 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différentes concentrations..... - 222 -
- Figure VI. 7 :** Courbes de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 5 cm garni de l'adsorbant KN à différentes granulométries..... - 223 -
- Figure VI. 8 :** Courbes de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 5 cm garni de l'adsorbant KN pour la latérite traitée thermiquement et non traitée ..... - 224 -

## **LISTE DES TABLEAUX**

<b>Tableau I. 1</b> : Propriétés physico-chimiques de l'élément arsenic [1] .....	- 9 -
<b>Tableau I. 2</b> : Equilibres en solutions aqueuses et les pKa des formes acides de l'arsenic [8] .....	- 10 -
<b>Tableau I. 3</b> : Principaux composés d'arsenic avec des valeurs de la dose létale médiane (DL50) [6].....	- 15 -
<b>Tableau I. 4</b> : Avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques conventionnels [39].....	- 25 -
<b>Tableau I. 5</b> : Composition de la latérite [44].....	- 27 -
<b>Tableau I. 6</b> : Valeurs de S/R en fonction de la classe granulométrique utilisée [50] .....	- 32 -
<b>Tableau II. 1</b> : Paramètres et méthodes analytiques utilisées pour l'analyse des eaux in situ .....	- 62 -
<b>Tableau II. 2</b> : Paramètres et méthodes utilisées pour les analyses au laboratoire .....	- 63 -
<b>Tableau III. 1</b> : Références et coordonnées géographiques des sites d'étude.....	- 103 -
<b>Tableau III. 2</b> : Relation entre IRz et la tendance incrustante ou corrosive de l'eau [15] .....	- 110 -
<b>Tableau III. 3</b> : Norme pour la dureté des eaux de boisson d'après l'O.M. S [16] .....	- 112 -
<b>Tableau III. 4</b> : Teneurs moyennes des ions des eaux de Tanlili et Lilgomdé ....	- 118 -
<i><b>Tableau IV. 1</b> : Sites de prélèvement et coordonnées géographiques de nos échantillons .....</i>	<i>- 126 -</i>
<i><b>Tableau IV. 2</b> : Taux d'humidité des différents échantillons BN, KN et LA.....</i>	<i>- 130 -</i>
<i><b>Tableau IV. 3</b> : Perte au feu des différents échantillons BN, KN et LA.....</i>	<i>- 131 -</i>
<i><b>Tableau IV. 4</b> : Comparaison des valeurs des densités des latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites.....</i>	<i>- 132 -</i>
<i><b>Tableau IV. 5</b> : Comparaison des valeurs des surfaces spécifiques B.E.T et volume des pores des trois latérites avec d'autres latérites dans la littérature ....</i>	<i>- 134 -</i>
<i><b>Tableau IV. 6</b> : Valeurs de la capacité d'échange cationique au BM et de la surface spécifique (Ss) des latérites BN, KN et LA.....</i>	<i>- 135 -</i>
<i><b>Tableau IV. 7</b>: Valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) des échantillons bruts BN, KN et LA.....</i>	<i>- 136 -</i>
<i><b>Tableau IV. 8</b> : Comparaison des valeurs de la CEC pour les latérites BN, KN et LA avec d'autres adsorbants .....</i>	<i>- 137 -</i>

<b>Tableau IV. 9 :</b> Teneur de carbone total, de carbone inorganique et de carbone organique des échantillons bruts BN, KN et LA.....	- 137 -
<b>Tableau IV. 10 :</b> Quantités de matière organique des échantillons bruts BN, KN et LA .....	- 138 -
<b>Tableau IV. 11 :</b> Comparaison des valeurs du point isoélectrique pour les latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites .....	- 140 -
<b>Tableau IV. 12 :</b> Composition chimique élémentaire de BN, KN et LA en % massique.....	- 140 -
<b>Tableau IV. 13 :</b> Composition chimique des échantillons par type d'éléments en % massique.....	- 141 -
<b>Tableau IV. 14 :</b> Comparaison des principaux minéraux présents dans les latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites.....	- 142 -
<b>Tableau IV. 15 :</b> Interprétation des spectres Infrarouges de BN, KN et LA-	145 -
<b>Tableau IV. 16 :</b> Quelques caractéristiques des latérites BN, KN et LA comparées à d'autres latérites rapportées dans la littérature .....	- 152 -
<b>Tableau V. 1 :</b> Appréciation qualitative des intensités des bandes caractéristiques des liaisons inter-atomiques après adsorption de As(III) et As(V) par les latérites BN, KN et LA. ....	- 162 -
<b>Tableau V. 2 :</b> Paramètres cinétiques et coefficients de corrélation pour l'adsorption As (III) et As (V) sur les latérites .....	- 176 -
<b>Tableau V. 3 :</b> Quelques pourcentages d'élimination de As(III,V) pour des latérites rapportées dans la littérature.....	- 180 -
<b>Tableau V. 4 :</b> Les paramètres de l'isotherme de Langmuir à la température de $18 \pm 2$ °C .....	- 186 -
<b>Tableau V. 5 :</b> Comparaison de la capacité maximale d'adsorption des latéritiques BN, KN et LA avec d'autres adsorbants .....	- 187 -
<b>Tableau V. 6 :</b> Les paramètres de l'isotherme de Freundlich à la température de $18 \pm 2$ °C .....	- 189 -
<b>Tableau V. 7 :</b> Les paramètres de l'isotherme de D-R à la température de $18 \pm 2$ °C.....	- 192 -
<b>Tableau V. 8 :</b> Comparaison de la capacité d'adsorption selon D-R des latéritiques BN, KN et LA avec d'autres adsorbants .....	- 193 -
<b>Tableau V. 9 :</b> Résultats comparatifs des pourcentages de l'élimination de As(III, V) par les latérites, la goethite et la kaolinite.....	- 197 -
<b>Tableau VI.1 :</b> Données expérimentales pour les paramètres de la colonne à différentes profondeurs de lit .....	- 215 -
<b>Tableau VI. 2 :</b> Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 2,5 cm à différents débits .....	- 217 -
<b>Tableau VI.3 :</b> Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 7 cm à différents débits pour As(V).....	- 217 -
<b>Tableau VI. 4 :</b> Données expérimentales pour les paramètres de la colonne à différents débits : diamètre 7 cm pour As(III). ....	- 218 -

<b>Tableau VI.5</b> : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne ce diamètre 2,5 cm à différentes concentrations .....	- 221 -
<b>Tableau VI. 6</b> : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 7 cm à différentes concentrations. ....	- 221 -
<b>Tableau VI.7</b> : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 5 cm à différentes granulométries.....	- 223 -
<b>Tableau VI. 8</b> : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 5 cm pour la latérite traitée thermiquement et non traitée .....	- 225 -
<b>Tableau VI. 9</b> : Estimation du volume d'eau traitée pour une colonne de diamètre 50 cm et une hauteur de lit de 1 m.....	- 226 -
<b>Tableau VI. 10</b> : Paramètres de la colonne de lit fixe pour l'adsorption de As par la latérite KN .....	- 227 -

## **LISTE DES ABRÉVIATIONS**

**As** : Arsenic

**ADMA (III)** : Acide diméthyl arsénieux

**AMMA (III)** : Acide monométhyl arsénieux

**ATG** : Analyse thermogravimétrique

**BET** : Brunauer, Emmet et Teller

**BN** : Bobo Nord

**CE** : Conductivité électrique

**C.E.C**: Capacité d'Echange Cationique

**C<sub>0</sub>**: Concentration initiale en arsenic (mg/L)

**C<sub>e</sub>**: Concentration à l'équilibre en arsenic (mg/L)

**d<sub>poudre</sub>** : densité des poudres

**D-R** : Dubinin-Radushkevich

**DRX** : Diffraction des rayons X

**DSC** : Differential Scanning calorimetry

**Eh** : Potentiel redox

**FT-IR** : Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

**ICP-AES**: Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry

**IC** : Carbone inorganique

**IRz** : Indice de Ryznar

**K<sub>F</sub>** : Constante de Freundlich

**K<sub>L</sub>**: Constante d'équilibre de Langmuir

**KN** : Kaya Nord

**LA** : Laye

**m**: Masse de l'adsorbant (g)

**MEB** : Microscopie électronique à balayage

**MO** : Teneur en matière organique

**N<sub>A</sub>**: Nombre d'Avogadro

**n**: Intensité d'adsorption de Freundlich  
**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé  
**PF**: Perte au feu à 1000 °C  
**q<sub>e</sub>**: Quantité d'arsenic par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g)  
**q<sub>m</sub>** : Capacité maximale d'adsorption (mg/g)  
**R** : Constante des gaz parfaits  
**R<sub>L</sub>** : Paramètre de Langmuir  
**S<sub>BET</sub>** : Surface spécifique au BET (m<sup>2</sup>/g)  
**T** : Température (°C)  
**TA** : Titre alcalimétrie  
**TAC** : Titre alcalimétrie complet  
**TC** : Carbone total  
**TH** : Taux d'humidité à 105 °C  
**TOC** : Carbone organique total  
**V** : Volume de la solution (mL)  
**V<sub>m</sub>**: Volume molaire occupé par une mole de vapeur  
**ζ** : Potentiel zêta  
**ΔG°** : Energie libre de Gibbs

## **Introduction générale**

La question de l'eau, problématique récurrente, est l'une des plus stratégiques de notre temps et des plus difficiles parce qu'elle est associée à la vie et qu'elle n'est pas le produit de l'homme. Dans les pays sahéliens et particulièrement dans les zones rurales, la situation est préoccupante car les ressources en eaux se raréfient et leurs traitements deviennent de plus en plus difficiles et coûteux, car ces eaux sont souvent polluées par des métalloïdes comme l'arsenic.

Cependant, l'arsenic est présent dans la plupart des compartiments environnementaux. Sa présence dans les sols est issue du fond géochimique (altération de la roche mère et activité volcanique) et des activités anthropiques qui ont largement contribué à son accumulation et à sa diffusion dans les autres compartiments (aquifères, eaux de surface, etc.). Deux formes d'arsenic inorganique soluble As(III) et As(V) sont particulièrement toxiques pour les systèmes biologiques. L'exposition chronique à ces deux formes d'arsenic présentes dans les eaux est à l'origine de graves problèmes de santé publique. La concentration maximale admissible d'arsenic dans les eaux destinées à la consommation humaine a été fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé à 0,01mg/L [1].

La présence de l'arsenic dans les eaux souterraines a été constatée dans plusieurs localités du Burkina Faso où les concentrations en arsenic dans les puits et les forages sont extrêmement élevées par rapport à la norme de l'OMS (0,01 mg/L). Il y a eu depuis les années 1980 des investigations menées sur la présence de l'arsenic dans les eaux provenant de trois forages d'un village proche de Mogtédo, au centre du pays à quelques 80 km à l'Est de Ouagadougou où la concentration en arsenic était élevée [2]. Récemment, de fortes concentrations en arsenic ont été mises en évidence dans des eaux souterraines de la région du Nord du Burkina Faso où des études menées sur ces eaux souterraines ont montré que l'arsenic est présent dans une gamme de concentration comprise entre 0,05 à 1,630 mg/L [2]. Ces études ont également révélé des signes d'imprégnation arsenicale au sein des populations des villages de Tanlili et Lilgomdé, et des recherches intensives sont actuellement menées. Ces signes étaient essentiellement des hyperkératoses et des hyperpigmentations. L'arsenic se trouve en particulier dans des sédiments de roches volcaniques qui contiennent des minerais d'or et des sulfures. Les minéraux soufrés présents dans les filons contiennent de la pyrite et de l'arsénopyrite qui est à l'origine de cette contamination de ces eaux de forages.

Durant ces 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 posés par cet élément très toxique dont l'élimination des milieux pollués est devenue un enjeu mondial de première importance. Ce constat explique le nombre croissant de recherches relatives au développement de nouvelles technologies pour l'élimination de l'arsenic inorganique présent dans l'eau potable sous la forme d'espèces oxy-anioniques dans lesquelles l'arsenic est principalement aux degrés d'oxydation III et V [3]. De nombreuses techniques existent pour l'élimination de l'arsenic. Parmi celles-ci, on peut citer l'adsorption, la coagulation-précipitation (co-précipitation à l'aide de solution de chlorure ferrique principalement qui piège l'arsenic au sein d'un précipité d'hydroxyde de fer amorphe), l'échange ionique, la filtration sur membranes [4-6]. L'élimination de l'arsenic par ces techniques n'est pas toujours facilement applicable par la majorité d'entre elles en raison de l'optimisation nécessaire à leur mise en œuvre et de leur coût élevé.

Beaucoup de travail a été fait sur l'élimination de l'arsenic par adsorption parce que le système est rentable et simple à utiliser. L'efficacité des méthodes basées sur l'adsorption dépend principalement de l'adsorbant utilisé. Jusqu'à présent, divers adsorbants d'origine naturelle et synthétique ont été utilisés pour l'élimination de l'arsenic, parmi ces adsorbants nous pouvons citer des argiles pilées et des oxydes de fer [7], des phosphates de fer (III) [8], une montmorillonite modifiée au Fe (III) [9], une montmorillonite modifiée [10], une pouzzolane naturelle [11], une zéolithe naturelle modifiée par MnO<sub>2</sub> [12], une zéolithe naturelle échangée par le fer [13], les sols sableux [14], du charbon actif activé [15]. Dans de nombreux procédés d'adsorption de ce type, l'arséniate est éliminé plus efficacement que l'arsénite. Plusieurs adsorbants riches en oxyde de fer, tels que l'oxyde ferrique amorphe [16] et mal cristallisé [17], la goéthite ( $\alpha$ -FeOOH) [18] et les latérites naturelles [19-26] sont bien connus pour éliminer As (III) et As (V) des solutions aqueuses. Cependant, l'utilisation d'hydroxydes de fer dans les formes fines en poudre ou amorphes nécessite une séparation subséquente solide/eau avec un coût considérablement élevé. La rentabilité et l'efficacité des latérites pour éliminer simultanément les deux formes d'arsenic constituent donc un défi pour le contexte actuel.

Dans un souci de développer une méthode efficace, moins onéreuse et d'application facile, nous nous sommes intéressés aux matériaux latéritiques. Les matériaux latéritiques sont utilisés dans plusieurs pays comme l'Inde, le Vietnam et le Bangladesh avec beaucoup de satisfaction dans l'adsorption de l'arsenic (III) et (V) [19, 22, 27]. L'efficacité de ces matériaux est justifiée par leur grande surface spécifique, la présence des charges sur la surface, leur composition qui est faite en majorité d'oxydes de fer et d'aluminium. Tous ces faits nous ont motivé à utiliser les matériaux latéritiques comme adsorbant potentiel pour l'élimination de l'arsenic. Ces matériaux latéritiques sont largement présents au Burkina Faso et leur utilisation à des fins de décontamination des eaux polluées

par l'arsenic pourrait être très prometteuse pour les pays en voie de développement, car l'adsorption sur les matériaux latéritiques exige peu d'investissement et peut être exploitée à faible coût.

La latérite désigne une vaste classe de matériaux issus de l'altération extrême des roches, dans les zones intertropicales de tous les continents. En d'autres termes, les latérites sont des produits d'intense altération météorique et sont constituées d'un assemblage minéral qui peut être fait de goethite, d'hématite, d'hydroxyde d'aluminium, de kaolinite et de quartz [28]. Dans le but de valoriser ces matériaux latéritiques locaux dans le domaine du traitement des eaux, trois latérites provenant de trois localités différentes du Burkina Faso ont été utilisées dans cette étude. Les latérites sont largement exploitées dans le domaine de la construction (carrière de Laye) et ont fait l'objet de nombreuses études en vue de leur utilisation dans la construction des routes et des pistes au Burkina Faso [29], mais les latérites comme adsorbants ont été moins étudiées. Il est alors nécessaire, voire indispensable de mener des recherches sur la caractérisation des sites potentiels de matières premières latéritiques et sur les processus d'élaboration des produits finis.

### **Objectif**

Cette thèse s'inscrit dans une dynamique générale de valorisation des matériaux latéritiques à moindre coût énergétique, présents au Burkina Faso. La valorisation de ces matériaux à des fins de décontamination des eaux polluées par l'arsenic, accessibles à tous, permettra d'améliorer l'accès à l'eau potable pour les populations rurales de la région Nord du Burkina Faso.

**De façon spécifique**, cette thèse consiste à :

- déterminer les principales caractéristiques (structurales et microstructurales, surface spécifique, composition chimique, etc.) des latéritiques provenant de trois sites différents par diverses techniques physico-chimiques ;
- déterminer leur capacité à éliminer l'arsenic des eaux polluées par un système discontinu ;
- déterminer leur potentialité à éliminer l'arsenic par percolation en colonne ;
- mettre en place un prototype d'élimination de l'arsenic par les latérites.

### **Structuration du mémoire**

Ce mémoire est constitué de six chapitres.

**Le premier chapitre** dresse un état des connaissances générales sur l'arsenic, les matières premières latéritiques, leur utilisation dans le domaine de l'environnement, ainsi qu'un état des lieux sur les méthodes de dépollution des eaux contaminées par l'arsenic.

**Le deuxième chapitre** rassemble toutes les méthodes expérimentales ainsi que l'instrumentation utilisée dans la caractérisation des latérites. Différents protocoles mis en œuvre dans l'adsorption de l'arsenic (III) et (V) en mode discontinu et continu sont décrits ainsi que les différentes méthodes de caractérisation des eaux de Tanlili et Lilgomdé.

**Le troisième chapitre** présente les résultats des caractérisations physico-chimiques des eaux de forage des localités de Tanlili et Lilgomdé au Nord du Burkina Faso contaminée par l'arsenic.

**Le quatrième chapitre** présente les matières premières latéritiques utilisées dans ce travail, l'aperçu sur la géologie globale des différents sites ainsi que la présentation des zones de prélèvement des échantillons. Il présente aussi les résultats de différentes caractérisations physico-chimiques des latérites.

**Le cinquième chapitre** est consacré à l'étude des phénomènes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) par les latérites en batch. Il présente aussi les investigations structurales et microstructurales menées sur des résidus des latérites après adsorption de l'arsenic (III) et (V), ainsi que les résultats de l'influence des anions sur la performance de l'adsorption de l'arsenic par les latérites.

**Le sixième et dernier chapitre** présente les résultats de l'adsorption en colonne de l'arsenic par la latérite KN en fonction des différents paramètres de colonne.

## Références bibliographiques

- [1] **M. QUEMENEUR**, Les processus biogéochimiques impliqués dans la mobilité de l'arsenic : Recherche de bioindicateurs. Thèse de l'Université Henri Poincaré, Nancy I, France, 2008.
- [2] **P.L. SMEDLEY, J. KNUDSEN, D. MAIGA**, Arsenic in groundwater from mineralised Proterozoic basement rocks of Burkina Faso. *Applied Geochemistry*, 22 (2007), 1074 – 1092.
- [3] **J. F. RIVERA ZAMBRANO**, Développement d'un Procédé d'Élimination de l'Arsenic en Milieu Aqueux, associant Électrocatalyse et Filtration. Thèse de l'Université de Grenoble, France, 2012.
- [4] **M. I. LITTER, M. E. MORGADA, J. BUNDSCHUH**, Possible treatments for arsenic removal in latin American waters for human consumption. *Environment Pollution*, 158 (2010) 1105 – 1157.
- [5] **N. JAHAN, H. GUAN, E. A. BESTLAND**, Arsenic remediation by Australian laterites. *Environ Earth Sci.*, 64 (2011) 247 – 253.
- [6] **F. PARTEY, D. I. NORMAN, S. NDUR R. NARTEY**, Mechanism of arsenic sorption onto laterite iron concretions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 337 (2009) 164 – 172.
- [7] **V. LENOBLE, O. BOURAS, V. DELUCHAT, B. SERPAUD, AND J.C. BOLLINGER**, Arsenic Adsorption onto Pillared Clays and Iron Oxides. *Journal of Colloid and Interface Science*, 255 (2002) 52 – 58.
- [8] **V. LENOBLE, C. LACLAUTRE, V. DELUCHAT, B. SERPAUD, J.C. BOLLINGER**, Arsenic removal by adsorption on iron (III) phosphate, *Journal of Hazardous Materials*, 123 (2005) 262 – 268.
- [9] **C. LUENGO, V. PUCCIA, M. AVENA**, Arsenate adsorption and desorption kinetics on a Fe(III)-modified montmorillonite. *Journal of Hazardous Materials*, 186 (2011) 1713 – 1719.
- [10] **X. REN, Z. ZHANG, H. LUO, B. HU, Z. DANG, C. YANG, L. LI**, Adsorption of arsenic on modified montmorillonite. *Applied Clay Science*, 97 – 98 (2014) 17 – 23.
- [11] **G.P. KOFA, S. NDIKOUNGOU, G.J. KAYEM, R. KAMGA**, Adsorption of arsenic by natural pozzolan in a fixed bed: Determination of operating conditions and modelling. *Journal of Water Process Engineering* 6 (2015) 166 – 173.
- [12] **L. M. CAMACHO, R. R. PARRA, S. DENGA**, Arsenic removal from groundwater by MnO<sub>2</sub>-modified natural clinoptilolite zeolite: Effects of pH

- and initial feed concentration. *Journal of Hazardous Materials*, 189 (2011) 286 – 293.
- [13] **Z. LI, J.S. JEAN, W.T. JIANG, P.H. CHANG, C.J. CHEN, L. LIAO**, Removal of arsenic from water using Fe-exchanged natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, 187 (2011) 318 – 323.
- [14] **P. D. KUHLMEIER**, Sorption and desorption of arsenic from sandy soils: Column studies. *Journal of Soil Contamination*, 6 (1) (1997) 21 – 36.
- [15] **G. T. SCHMIDT, N. VLASOVA, D. ZUZAAN, M. KERSTEN, B. DAUS**, Adsorption mechanism of arsenate by zirconyl-functionalized activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, 317 (2008) 228 – 234.
- [16] **M.L. PIERCE, C.B. MOORE**, Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Res.*, 16 (1982) 1247 – 1253.
- [17] **K.P. RAVEN, A. JAIN, R.H. LOEPPERT**, Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: kinetics, equilibrium and adsorption envelopes. *Environ. Sci. Technol.*, 32 (1998) 344 – 349.
- [18] **X. SUN, H.E. DONER**, Adsorption and oxidation of arsenite on goethite. *Soil Sci.* 163 (1998) 278 – 287.
- [19] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, S. DE**, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Sep. Purif. Technol.*, 55 (2007) 350 – 359
- [20] **Y. GLOCHEUX, M. M. PASARÍNA, A. B. ALBADARIN, S. J. ALLEN, G. M. WALKER.**, Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product. *Chem. Eng. J.*, 228 (2013) 565 – 574.
- [21] **S. K. MAJI, A. PAL, T. PAL**, Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. *J. Hazard. Mater.*, 151(2008) 811 – 20.
- [22] **S. K. MAJI A. PAL, T. PAL, A. ADAK**, Adsorption Thermodynamics of Arsenic on Laterite Soil. *J. Surface Sci. Technol.* 22 (2007) 161 – 176.
- [23] **F. PARTEY, D. NORMAN, S. NDUR, R. NARTEY**, Arsenic sorption onto laterite iron concretions: temperature effect. *J. Colloid Interface Sci.*, 321 (2008) 493 – 500.
- [24] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, S. DE**, Batch and Column Study: Adsorption of Arsenate Using Untreated Laterite as Adsorbent. *Ind. Eng. Chem. Res.* 47 (2008) 1620 – 1629.
- [25] **A. MAITI, J. K. BASU, S. DE**, Experimental and kinetic modeling of As(V) and As(III) adsorption on treated laterite using synthetic and contaminated groundwater: Effects of phosphate, silicate and carbonate ions. *Chem. Eng. J.*, 191 (2012) 1 – 12.

- [26] **P.D. NEMADE, A.M. KADAM, H.S. SHANKAR**, Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil, *J. Environ. Biol.*, 30 (2009) 499 – 504.
- [27] **A. M. KADAM, P. D. NEMADE, G. H. OZA, H. S. SHANKAR**, Treatment of municipal wastewater using laterite-based constructed soil filter. *Ecological Engineering*, 35 (2009) 1051 – 1061.
- [28] **W. SCHELLMANN**, Discussion of A critique of the Schellmann definition and classification of laterite by R.P. Bourman and C.D. Ollier (*Catena* 47, 117–131). *Catena* 52 (2003) 77 – 79.
- [29] **Y. MILLOGO, K. TRAORÉ, R. OUEDRAOGO, K. KABORÉ, P. BLANCHART, J. H. THOMASSIN**, Geotechnical, mechanical, chemical and mineralogical characterization of a lateritic gravels of Sapouy (Burkina Faso) used in road construction. *Construction and Building Materials*, 22 (2008) 70 – 76.

# **Chapitre I : Aperçu bibliographique sur l'arsenic, les matières premières latéritiques et les méthodes de dépollution des eaux contaminées par l'arsenic**

## **1 Introduction**

Les latérites sont des matières premières disponibles dans la croûte terrestre. Elles ont longtemps été utilisées dans la construction routière et la construction d'habitat. Au cours de ces dernières années, les latérites ont été utilisées comme adsorbants dans le traitement des eaux contaminées par l'arsenic. Leur utilisation est due au fait qu'elles sont composées de différentes phases minérales et de minéraux associés qui ont des propriétés intéressantes comme des surfaces spécifiques et des teneurs en fer et en aluminium importantes.

Ce chapitre dresse un état des connaissances générales sur l'arsenic, les différentes méthodes de dépollution des eaux contaminées par l'arsenic, les différents adsorbants utilisés pour l'élimination de l'arsenic ainsi qu'un état des lieux sur les matières premières latéritiques.

## **2 L'arsenic**

### **2.1 Généralité sur l'arsenic (As)**

Découvert en 1250 [1], l'arsenic (As) est le 20<sup>ème</sup> élément le plus abondant de la croûte terrestre et se retrouve dans toutes les matrices environnementales (sol, eau, air et matières vivantes) [2-3]. Il est naturellement présent à des faibles concentrations dans les sols, allant de 0,1 à 67 mg/kg [4]. Il est considéré comme un métalloïde en raison de ses propriétés à la fois de métal et de non métal. L'arsenic est un élément très répandu dans la nature. Il a une réputation bien établie de poison. La contamination par l'arsenic des nappes phréatiques et de l'eau constitue un problème majeur de santé publique dans certaines régions du monde.

Les fortes concentrations en arsenic retrouvées dans certains milieux sont liées aux apports issus de sources naturelles (érosion des sols, activités volcaniques, feux de forêts, sources hydrothermales, etc.) et anthropiques (industries chimiques et agricoles, activités minières, etc.). Les teneurs en arsenic

dans les eaux varient en fonction de la lithologie traversée, du climat et de la contribution anthropique [5].

## 2.2 Les propriétés de l'arsenic

Grâce à ses propriétés (taille, valence, électronégativité), l'arsenic est souvent associé aux dépôts de nombreux métaux ou metalloïdes (comme l'or, le mercure, le sélénium, le platine, etc.). Il existe naturellement dans les roches principalement sous forme d'arsénopyrite (FeAsS) souvent associée à la présence d'or. C'est pourquoi, il est plus probable de trouver une contamination à l'arsenic dans les environs de mines de métaux non ferreux. Dans ces secteurs, l'arsenic est présent à la fois comme constituant naturel de la géologie locale et comme sous-produit (déchet) des usines de concentration de minerai. C'est pourquoi, il a souvent été considéré comme indicateur pour la présence d'or par exemple. Le **tableau I.1** regroupe les propriétés de l'élément arsenic. Il possède huit isotopes dont seul l'isotope 75 est le plus stable.

**Tableau I. 1** : Propriétés physico-chimiques de l'élément arsenic [1]

Numéro atomique : 33	Rayon atomique : 125 pm
Symbole atomique : As	Point de fusion : ~817 °C
Masse atomique : 74,9216 g/mol	Point d'ébullition : 603°C (sublimation)
Configuration électronique : [Ar] 3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup> 4p <sup>3</sup>	États d'oxydation : -3 ; 0 ; 3 ; 5
Électronégativité (Pauling) : 2,18	Densité : 5,73 g/cm <sup>3</sup> (gris)

## 2.3 Les différentes formes de l'arsenic

L'arsenic est un élément naturel qui, dans sa forme pure, présente l'apparence d'un solide cristallin argenté. La configuration électronique de l'arsenic induit quatre valences possibles : -III, 0, +III et + V [6-7], mais sa forme élémentaire (0) est très peu rencontrée dans la nature. L'arsenic pentavalent est la forme stable rencontrée dans un environnement oxygéné. Dans les eaux souterraines, l'arsenic se trouve sous forme prédominante, sous deux valences + III et + V. Les principales espèces chimiques de l'arsenic présentes dans les eaux sont des oxyanions ou des composés neutres inorganiques. Les équilibres en

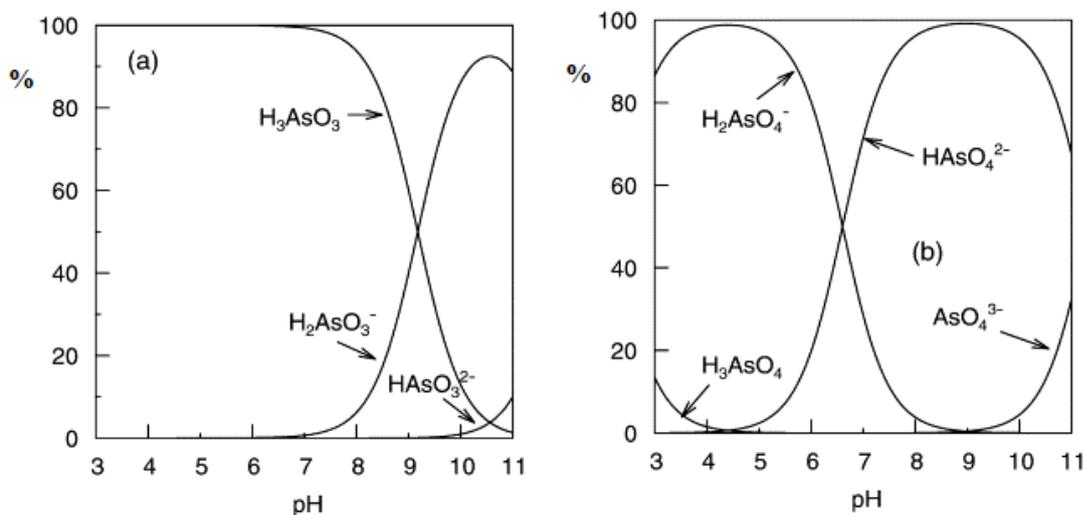
solutions aqueuses et les valeurs des différents pKa de l'acide arsénique (As(V)) et de l'acide arsénieux (As(III)) sont données dans le **tableau I.2**.

**Tableau I. 2** : Equilibres en solutions aqueuses et les pKa des formes acides de l'arsenic [8]

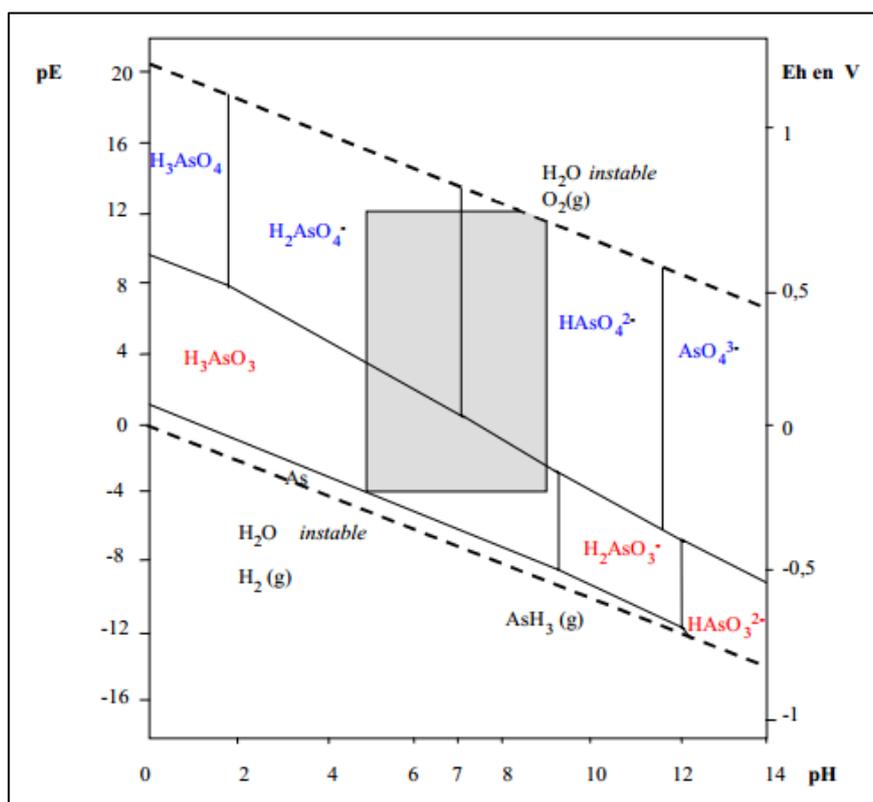
<b>Acide arsénique</b>	
<b>Equilibres en solutions aqueuses</b>	<b>Valeurs des pKa</b>
$H_3AsO_4 + H_2O \rightleftharpoons H_2AsO_4^- + H_3O^+$	2,3
$H_2AsO_4^- + H_2O \rightleftharpoons HAsO_4^{2-} + H_3O^+$	6,8
$HAsO_4^{2-} + H_2O \rightleftharpoons AsO_4^{3-} + H_3O^+$	11,6
<b>Acide arsénieux</b>	
<b>Equilibres en solutions aqueuses</b>	<b>Valeurs des pKa</b>
$H_3AsO_3 + H_2O \rightleftharpoons H_2AsO_3^- + H_3O^+$	9,2
$H_2AsO_3^- + H_2O \rightleftharpoons HAsO_3^{2-} + H_3O^+$	12,1
$HAsO_3^{2-} + H_2O \rightleftharpoons AsO_3^{3-} + H_3O^+$	12,7

Les espèces dominantes de l'arsenic dépendent du pH du milieu et du potentiel redox du milieu et 90 % de l'arsenic est sous forme inorganique. Les deux principales formes sont l'arséniate As(V) présent sous forme  $H_2AsO_4^-$  ou  $HAsO_4^{2-}$  et l'arsénite As(III) présent sous forme  $H_3AsO_3$  qui est la forme non chargée de l'arsenic [9]. Trois espèces peuvent coexister dans les conditions naturelles : acide ortho-arsénieux ( $H_3AsO_3$ ),  $H_2AsO_4^-$  et  $HAsO_4^{2-}$ . Dans les conditions oxydantes, c'est-à-dire le potentiel redox (Eh) compris entre 200 mV et 500 mV et en zone aérobie, l'arséniate est largement majoritaire.  $H_2AsO_4^-$  prédomine à pH inférieur à 6,8 alors qu'à pH supérieur à 6,8,  $HAsO_4^{2-}$  dévient prédominant. En zone anaérobie et en conditions réductrices, c'est-à-dire Eh compris entre 0 et -200 mV, et à pH inférieur à 9,2, l'arsénite  $H_3AsO_3$  est la forme la plus stable [10].

Les **figures I.1** et **I. 2** présentent la spéciation de l'arsenic dans l'eau en fonction du pH.



**Figure I. 1** : Spéciation de l'arsenic en fonction du pH : (a) As(III), (b) As(V) [10]



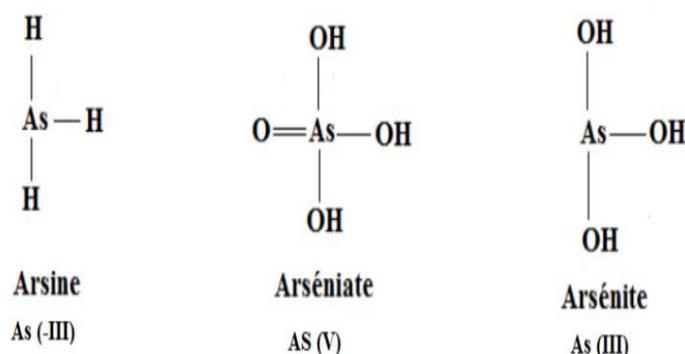
**Figure I. 2** : Diagramme d'équilibre (Eh, pH) pour les espèces aqueuses arséniques [11]

Lorsqu'on tient compte du potentiel redox et du pH dans les conditions naturelles (partie grise), trois espèces co-existent : H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup> et HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>.

### 2.3.1 Les formes inorganiques

Les formes inorganiques de l'arsenic sont les formes majoritaires rencontrées dans l'environnement. On peut trouver de l'arsenic inorganique sous plusieurs états de valence mais, dans les eaux souterraines et les sols, il se présente sous forme d'arsénite trivalent (As(III)) ou d'arséniat pentavalent (As(V)) (**Figure I.3**). L'arsenic inorganique soluble est hautement toxique et son ingestion pendant une longue période peut conduire à une intoxication chronique à l'arsenic (arsénicisme).

L'exposition humaine à l'arsenic inorganique à des niveaux élevés se produit essentiellement par l'intermédiaire de la consommation d'eau provenant des eaux souterraines contenant naturellement des niveaux élevés d'arsenic inorganique ou d'aliments préparés avec ces eaux contaminées.



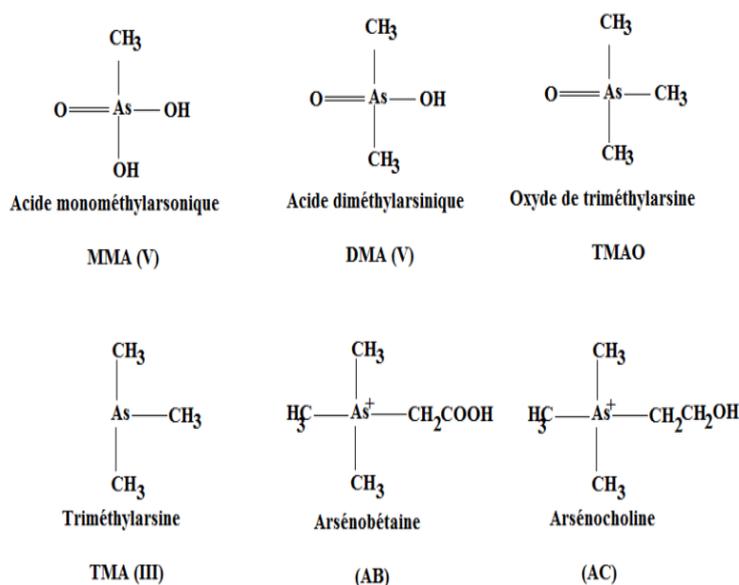
**Figure I. 3** : Principales formes de l'arsenic inorganique dans l'environnement [12]

### 2.3.2 Les formes organiques

La présence d'arsenic organique dans les sols et dans les eaux est due à la présence de microorganismes capables de méthyler les formes inorganiques en formes organiques. Les formes organiques sont principalement retrouvées dans les organismes vivants sous formes méthylées.

Les formes organiques de l'arsenic coexistent dans les sols sous des états trivalents et pentavalents, principalement du fait de la réaction de méthylation microbienne des oxyanions d'arsenic. Cette méthylation peut ainsi conduire à la forme de composés tels que : l'acide monométhylarsnonique (MMAA,  $\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$ ), le diméthylarsine (DMA,  $(\text{CH}_3)_2\text{AsH}$ ) et le triméthylarsine (TMA,  $(\text{CH}_3)_3\text{As}$ ) ainsi que à l'arsine gazeux ( $\text{AsH}_3$ ) [8].

La **figure I.4** regroupe les principales formes de l'arsenic détectées dans l'environnement.



**Figure I. 4** : Principales formes de l'arsenic organique dans l'environnement [12]

## 2.4 Toxicité de l'arsenic

L'arsenic est toxique pour les plantes et les animaux et les espèces d'arsenic inorganiques sont des cancérogènes avérés chez les humains. La toxicité de l'arsenic pour la santé humaine va des lésions cutanées au cancer du cerveau, du foie, des reins et de l'estomac. Une large gamme de toxicité à l'arsenic a été déterminée et dépend de la spéciation de l'arsenic. En général, les espèces d'arsenic inorganiques sont plus toxiques que les formes organiques pour les organismes vivants, y compris les humains et d'autres animaux. De même, l'arsenic au degré d'oxydation III est plus toxique que l'arsenic au degré V [8].

L'homme peut être exposé à l'arsenic par inhalation, ingestion ou par voie cutanée. Cependant, pour un individu non exposé professionnellement, la principale voie d'exposition est l'ingestion (eau de boisson ou aliments). Dans l'eau de boisson, l'arsenic (III) et l'arsenic (V) sont les espèces majoritaires. L'exemple le plus dramatique de contamination d'eau de boisson par l'arsenic a été observé au Bangladesh où la situation a été qualifiée par l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.) comme « le plus vaste empoisonnement d'une population dans l'histoire ». L'eau contaminée provient de puits qui ont été installés à partir des années 60 afin de procurer à la population une ressource en eau de meilleure qualité.

Selon une estimation, l'eau de boisson contaminée par l'arsenic au Bangladesh a, à elle seule, été jugée responsable de 9100 décès en 2001 [13]. Les composés arsenicaux organiques sont considérés comme étant les moins nocifs pour les humains puisqu'ils sont facilement traités par l'organisme lorsqu'ils sont ingérés. Par contre, les composés arsenicaux inorganiques tendent à s'accumuler dans les tissus humains. Ils sont donc souvent liés aux effets néfastes sur la santé. L'exposition chronique à l'arsenic induit un ensemble de symptômes connus sous le nom d'arsenicisme. Les lésions cutanées en sont les signes les plus précoces et les plus sensibles. Les effets cutanés résultant d'une exposition environnementale chronique apparaissent dès la consommation d'une eau contenant de l'arsenic à des concentrations supérieures à 0,01 mg/L. Les premières lésions cutanées à se manifester sont les hyperkératoses de la paume des mains et des pieds (Figure I.5).



**Figure I. 5 :** Cancer de la peau provoqué par l'arsenic. A : Hyperkératose des mains et des pieds ; B : Maladie des pieds noirs [14]

Le **tableau I.3** présente les principaux composés de l'arsenic avec des valeurs de la dose létale médiane ( $DL_{50}$ ). La dose létale médiane est un indicateur quantitatif de la toxicité d'une substance. Elle mesure la dose d'une substance causant la mort de 50 % d'une population animale donnée dans des conditions d'expérimentation précises.

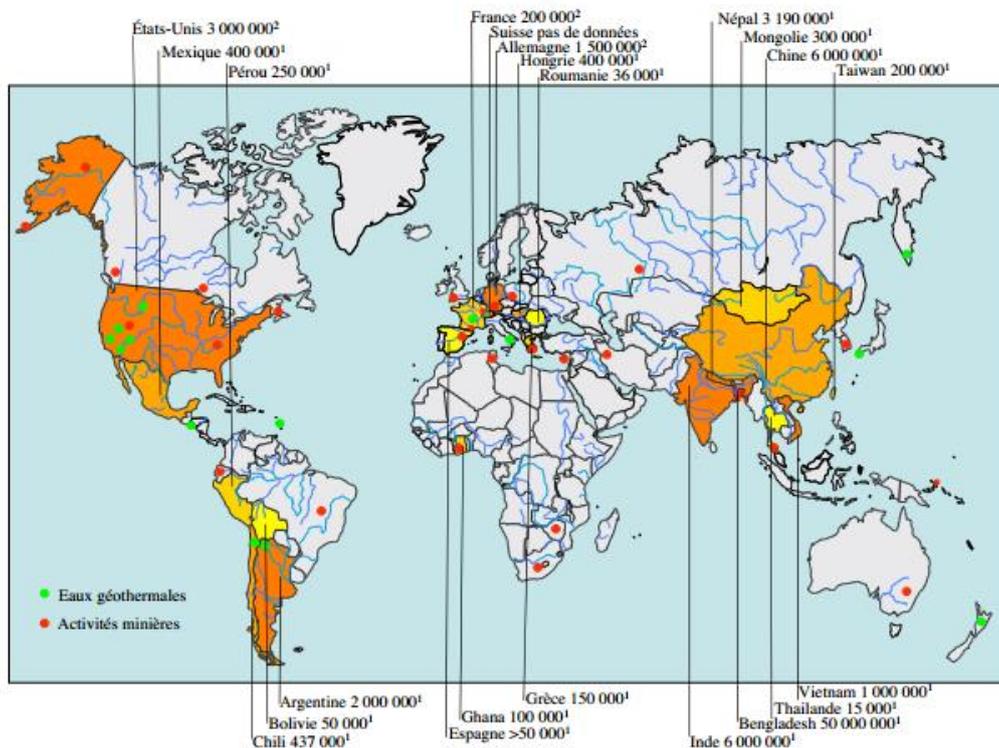
**Tableau I. 3** : Principaux composés d'arsenic avec des valeurs de la dose létale médiane (DL50) [6]

<b>Espèces</b>	<b>DL<sub>50</sub> (mg/Kg)</b>
Trioxyde d'arsenic	34,5
Arsénite	15
Arsénite de sodium	15
Oxyde de triméthylarsine	10600
Pentoxyde d'arsenic	20
Arsenic mono-méthyle arsénique (MMAA)	1800
Arsenic diméthyle arsénique (DMAA)	2200

## 2.5 L'arsenic dans les milieux aqueux

La concentration en arsenic dans les eaux varie selon qu'il s'agisse d'eaux souterraines, de rivières ou d'estuaires et selon la nature du sol traversé [10]. La concentration moyenne en arsenic dans les océans est de l'ordre de 0,001 à 0,002 mg/L [15]. Parmi les diverses sources dans l'environnement, l'eau destinée à la consommation humaine présente la plus forte menace pour la santé humaine. L'avancée des recherches et de la connaissance sur les effets néfastes de l'ingestion d'arsenic sur la santé humaine a entraîné une évolution des normes concernant la concentration maximale admissible dans les eaux destinées à la consommation humaine et des normes ont été fixées pour éviter tout risque sur la santé.

L'arsenic est classé par l'organisation mondiale de la santé (OMS) comme un carcinogène puissant. L'OMS recommande que l'eau de consommation n'en contienne pas plus de 0,01mg/L. Néanmoins, de nombreux pays ont gardé pour norme 0,05 mg/L, qui constitue l'ancienne valeur. Ces pays ont gardé cette ancienne norme par manque de sources d'eaux potables. Le « National Research Council Subcommittee on Arsenic in Drinking Water » (agence gouvernementale américaine) estime qu'une eau à 0,05 mg/L place le risque de cancer entre 1 pour 100 et 1 pour 1000, ce qui est largement supérieur au risque acceptable pour les eaux de boisson habituellement de 1 pour 10 000 à 1 pour 1 000 000. C'est pour cette raison que le Burkina Faso a adopté une limite nationale pour l'arsenic dans l'eau potable de 0,01 mg/L en se référant aux valeurs guide de l'OMS [16]. La **figure I.6** présente quelques pays et les risques liés aux différentes concentrations d'arsenic.



**Figure I. 6 :** Répartition mondiale des eaux souterraines contaminées par l'arsenic d'origine naturelle ou anthropique et estimations des personnes contaminées modifiée selon [10]

**1 :** Nombre de personnes consommant quotidiennement une eau dont la concentration en arsenic est supérieure à 0,05 mg/L, **2 :** eau dont la teneur en arsenic est supérieure à 0,01 mg/L. Gradation des couleurs en fonctions du nombre de personnes contaminées, du jaune (moins intense) vers le rouge (plus intense).

## 2.6 Source de l'arsenic

L'arsenic est naturellement présent dans l'environnement, en particulier dans les roches. Il existe d'autres sources naturelles d'émission d'arsenic dans l'atmosphère dont l'activité volcanique et les feux de forêts. Les activités humaines responsables de l'accumulation de l'arsenic dans l'environnement proviennent principalement des fumées des industries de production du trioxyde d'arsenic et de combustion de produits fossiles (charbons, pétroles, huiles). La contamination de l'environnement est également imputable à la présence de pesticides agricoles et à des substances chimiques utilisées dans le traitement du bois qui contiennent de l'arsenic [17].

### **2.6.1 Sources naturelles**

L'arsenic est un élément ubiquiste que l'on trouve dans l'atmosphère, dans les milieux aquatiques, les sols, les sédiments et les organismes vivants [18]. 99 % de l'arsenic total présent naturellement dans l'environnement est contenu dans les roches. Ceci peut s'expliquer par la capacité de cet élément à se substituer à la silice, à l'aluminium ou au fer dans les réseaux cristallins des minéraux silicatés [19]. Les roches sédimentaires sont plus riches en arsenic que les roches ignées. Les teneurs moyennes contenues dans les différents types de roches ignées montrent généralement peu de variation et sont comprises entre 1 à 4,3 mg/kg. Les roches sédimentaires argileuses contiennent des concentrations plus élevées et plus variables comprises entre 2,6 et 33,7 mg/kg [20].

Les oxydes et silicates métalliques sont libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Les métaux présents dans les roches sous forme de sulfures et de carbonates sont au contraire attaqués chimiquement et dissous dans l'eau [21-22].

### **2.6.2 Sources anthropiques**

Les sources anthropiques de l'arsenic émanent des activités humaines des secteurs industriels tels que la fonderie, la combustion du charbon, les activités d'extraction et d'exploitation de minerais. De nos jours, la principale source anthropique est essentiellement l'exploitation des minerais comme l'extraction du cuivre, du plomb, de l'or et l'argent auxquels ce métalloïde est associé. Il est souvent utilisé comme indicateur dans la prospection minière [19].

Dans les activités agricoles, l'arsenic est utilisé sous forme de diméthylarsinate de sodium dans les insecticides. L'arsenic est également utilisé en complément alimentaire, sous forme organique (molécule Roxarsone) pour augmenter la croissance et améliorer la pigmentation des poulets [20]. Les activités minières sont une source significative d'apport d'arsenic dans l'environnement. L'arsenic est présent à de fortes proportions dans les minéraux porteurs du métal or. Pendant l'extraction minière de l'or, l'arsenic est mobilisé sous forme gazeux ou solide en tant que produit secondaire et peut alors pénétrer dans l'environnement. Au regard des origines des pollutions, l'homme reste un chaînon clé dans la production de l'arsenic et en endure les répercussions.

## **2.7 Contamination des eaux souterraines par l'arsenic au Burkina Faso**

La toute première étude relative à l'arsenic dans les eaux au Burkina Faso remonte aux années 1980 où **De Jong et Kikietta** [23], rapportaient la présence

d'arsenic dans trois forages d'un village à proximité de Mogtédou situé à 80 km de Ouagadougou. Ces dernières années, de fortes concentrations en arsenic ont été mises en évidence dans des eaux souterraines du nord du Burkina Faso et des recherches intensives sont actuellement menées [16]. La présence de l'arsenic dans les eaux souterraines dans la région Nord du Burkina Faso a été découverte pour la première fois en 2003 au cours de l'exécution du projet « Programme Eau et Environnement (PEEN) – Région du Nord » [24].

Les études d'évaluation de la qualité des aquifères de cette région qui ont suivi ont mis en évidence de fortes concentrations d'arsenic atteignant parfois 1,63 mg/L [16]. L'arsenic se trouve en particulier dans des sédiments de roches volcaniques qui contiennent des minerais d'or et de sulfures. Bien qu'encore artisanale, l'extraction de l'or est en pleine expansion depuis les années 1980 [25]. En effet, bien que les problèmes relatifs à l'arsenic soient relativement récents, de nombreux cas d'intoxication de la population par l'arsenic et de pollution des aquifères sont rencontrés. En 2005, une enquête sanitaire révélait des lésions de la peau, des cas de mélanose et de kératose au sein de la population de trois villages du nord du Burkina Faso. En outre, une étude plus récente menée dans la même région par **T.I. Somé et al** [26] a aussi révélé des cas de mélanose et de kératose sur des personnes dans vingt (20) villages.

L'analyse de l'eau des forages réalisée dans le cadre du PEEN a permis d'identifier sept villages pour lesquels la concentration de l'arsenic dans les eaux souterraines était supérieure à 0,05 mg/L. Ces villages ont notamment fait l'objet d'investigations approfondies ayant abouti au recensement de tous les forages contaminés. Au cours de cette étude, tous les forages dont les concentrations en arsenic étaient très élevées ont été immédiatement fermés dans les villages de Tanlili Bougoudougo, Margo Boutoulo, Boulounga Yarcé, Birguininga, Irbou école [24].

L'arsenic dans les nappes phréatiques au Burkina Faso proviendrait des roches éruptives et métamorphiques. L'espace géologique où se rencontrent ces roches couvre un quart du territoire burkinabè. C'est la zone de minéralisation par excellence où se pratique l'exploitation minière, notamment celle de l'or. Cette formation géologique dite Birimienne s'étend dans les pays voisins comme le Ghana, le Mali, la Guinée, la côte d'ivoire et le Niger, ce qui suggère que la situation rencontrée au Nord du Burkina ne serait pas isolée.

## **3 Les méthodes d'élimination de l'arsenic**

### **3.1 Les techniques physicochimiques ou conventionnelles**

Des technologies ont été développées pour l'élimination de l'arsenic dans les eaux de consommation. La majorité de ces technologies est basée sur les traitements physicochimiques. Parmi les technologies disponibles pour l'élimination de l'arsenic, on peut citer la filtration, la coagulation-floculation, l'adsorption sur différents solides, l'échange ionique, les techniques membranaires, et l'électrocoagulation. Le choix d'une technique dépend de sa mise en œuvre, de son efficacité, du respect de l'environnement et de son coût énergétique.

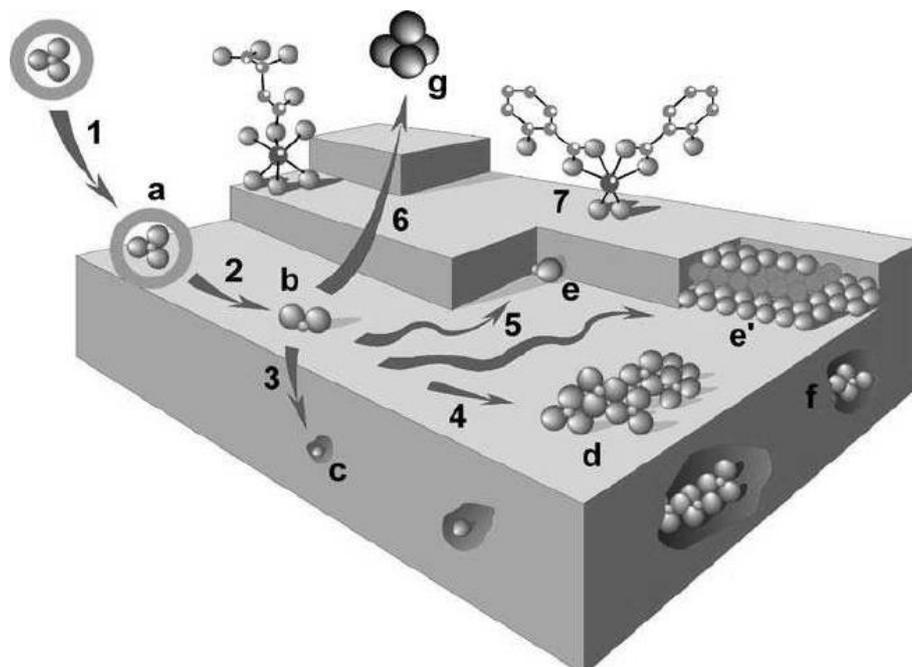
#### **3.1.1 L'adsorption**

Le principe de l'adsorption repose sur la propriété qu'ont les solides adsorbants de fixer sur leur surface certains composés gazeux ou liquides. Les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat sont le plus souvent de natures électrostatiques, donc faibles et réversibles. On parle alors de physisorption par opposition à la chimisorption, phénomène généralement irréversible qui fixe, par liaison covalente, l'adsorbat à l'adsorbant.

L'adsorption est un procédé de traitement bien adapté pour éliminer une très grande diversité de composés toxiques dans notre environnement. Elle est essentiellement utilisée pour le traitement de l'eau et de l'air. Au cours de ce processus, des molécules d'un fluide (gaz ou liquide), appelé adsorbat, viennent se fixer sur la surface d'un solide, appelé adsorbant. Ce procédé définit la propriété de certains matériaux de fixer sur leur surface des molécules (gaz, ions métalliques, molécules organiques, etc.) d'une manière plus ou moins réversible. Au cours de ce processus, il y aura donc un transfert de matière de la phase fluide vers la surface solide. Le solide acquiert alors des propriétés superficielles (hydrophobie ou hydrophilie) susceptibles de modifier l'état d'équilibre du milieu (dispersion, floculation) [27].

Dans le traitement des eaux, l'adsorption est un phénomène de surface par lequel des atomes ou des molécules, constituants les impuretés de l'eau à traiter se fixent à la surface solide d'un substrat (adsorbant) selon divers processus. Dans cette technique, les espèces d'arsenic sont attachées à la surface de l'adsorbant par des forces physiques et/ou chimiques. La surface active de l'adsorbant, son énergie de surface et le pH de la solution influencent fortement l'efficacité de l'élimination [28].

La **figure I.7** représente les différents mécanismes de fixation de l'arsenic sur un support solide en fonction des interactions mises en jeu.



**Figure I. 7 :** Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide [29]

Adsorption (1) sous forme de complexe de sphère externe (a) ; perte de la sphère d'hydratation (2) et formation d'un complexe de sphère interne (b) ; diffusion dans le réseau cristallin (3) et substitution isomorphique (c) ; diffusion latérale rapide (4, 5) et formation d'un polymère de surface (d) ; adsorption sur un front de croissance du minéral (e, e') ; formation de polymère de surface et incorporation dans la matrice hôte après croissance cristalline (f). L'ion adsorbé peut éventuellement repasser en solution, suite par exemple à des réactions redox de surface ou d'un équilibre dynamique (g). (7) Complexation organo-minérale.

### **A. Adsorption physique ou physisorption**

Ce type d'adsorption est dû à l'interaction faible, de type van der Waals, entre les espèces adsorbées et la surface du matériau. Comme son nom l'indique, c'est un phénomène purement physique c'est-à-dire qui se produit sans modification de la structure moléculaire, et réversible. Ce qui n'implique aucune énergie d'activation. Lors du processus d'adsorption physique, plusieurs couches d'atomes peuvent être adsorbées à la surface du matériau [30].

La physisorption est un phénomène général qui se produit avec tout système gaz-solide ou gaz-liquide quand les conditions de température et de pression sont convenables (où l'effet de l'agitation thermique est limité).

### **B. Adsorption chimique ou chimisorption**

La chimisorption se caractérise par une chaleur d'adsorption élevée entre 20 et 200 kcal/mol et implique des liaisons fortes. L'adsorption chimique nécessite parfois une énergie d'activation et en général une seule couche d'atomes est adsorbée. Lors du processus, les molécules de gaz diatomiques tels que l'oxygène ou l'hydrogène sont dissociées selon **l'équation I.1** :



La chimisorption, plus énergétique, va de pair avec la formation de liaisons chimiques entre l'espèce adsorbée et les atomes superficiels du solide. Elle met en jeu une ou plusieurs liaisons chimiques covalentes ou ioniques entre l'adsorbat et l'adsorbant. La chimisorption est généralement irréversible, produisant une modification des molécules adsorbées. Dans le cas de la chimisorption, la molécule adsorbée peut interagir avec un ou plusieurs atomes de la surface du solide. On parle d'adsorption de type linéaire lorsqu'il y a une interaction avec un site monoatomique et de type ponté lorsque l'interaction est formée avec un site biatomique [31].

#### **3.1.2 La coagulation-floculation**

Le procédé de coagulation-floculation est un processus physicochimique dans lequel des particules colloïdales ou des solides fins en suspension sont transformés par des flocculants chimiques en espèces plus visibles et séparables (les floccs). Les floccs formés sont ensuite séparés par décantation et filtration puis évacués. Généralement caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques ( $\text{Al}^{3+}$  et  $\text{Fe}^{3+}$ ), ce procédé permet d'augmenter substantiellement l'efficacité des traitements secondaires. Il implique le plus souvent la dispersion instantanée d'un sel métallique trivalent comme Al(III) ou Fe(III) qui neutralise et déstabilise les particules colloïdales pour mener à la formation de floccs. En neutralisant totalement ou partiellement les charges négatives sur ces particules, les interactions de van der Waals se retrouvent prédominantes. Ce qui permet une agrégation des matières fines en suspension, puis leur floculation [32].

L'adsorption se traduit par la formation de complexes de surface entre l'arséniate soluble et les sites actifs des hydroxydes formés. Les coagulants à base de fer(III) sont toujours plus efficaces que ceux à base d'aluminium pour l'élimination de As(V), et plus efficaces pour l'élimination de As(III) à  $\text{pH} > 7,5$  [33]. Le rendement d'élimination de As(V) dans la gamme de concentration de 0,1 à 1 mg/L approche 98% mais la quantité résiduelle est cependant supérieure

à 0,01 mg/L. Pour As(III), le rendement d'élimination est d'environ 60% ; ceci s'explique par la capacité de liaison à Fe(III) plus faible pour As(III) [10].

De manière générale, on ajoute, en premier lieu, un agent coagulant et l'on soumet l'eau à traiter à certaines conditions de brassage, puis on ajoute un floculant qui viendra agréger les agrégats déjà formés par le coagulant. L'intensité du brassage est habituellement faible lors du processus de floculation afin que les particules entrent en contact plus facilement. En augmentant la taille des particules, le procédé de floculation accroît le taux de captage des floccs lors des traitements de filtration, sédimentation et flottation<sup>1</sup>.

### **3.1.3 La précipitation**

La précipitation consiste en une transformation de composés métalliques dissous en composés peu solubles qui peuvent être récupérés par des techniques classiques de séparation liquide-solide telles que la filtration, la sédimentation ou encore la flottation. Elle fait partie des principaux mécanismes de rétention des éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux. Elle correspond au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide. Les phénomènes de précipitation peuvent avoir lieu sur la surface des phases solides du sol ou dans la phase aqueuse interstitielle du milieu [34]. Les procédés par précipitation dépendent essentiellement du pH, des produits de solubilité et du potentiel redox du milieu. Il faut par ailleurs noter que cette technique ne permet pas d'éliminer la totalité des cations dissous ; une quantité inférieure au produit de solubilité demeure en solution après le traitement. Ces concentrations limites, souvent supérieures aux normes actuelles, nécessitent alors des traitements complémentaires [35].

### **3.1.4 L'échange ionique**

L'échange ionique est un procédé dans lequel les ions d'un certain signe contenus dans une solution sont retirés de cette solution par fixation sur un matériau solide (échangeur d'ions) pour être remplacés par d'autres ions de mêmes signes libérés par le solide. L'échange est stœchiométrique c'est-à-dire qu'un ion sortant de l'échangeur doit être relayé par un ion équivalent de la solution afin de conserver l'électroneutralité dans l'échangeur et dans la solution [36]. Les échangeurs d'ions les plus couramment rencontrés peuvent être soit de nature inorganique comme les zéolithes, soit organique. Ces derniers, plus connus sous le nom de résines, sont des polymères, souvent des polystyrènes réticulés par

---

<sup>1</sup> La **flottation** est une technique de séparation fondée sur des différences d'hydrophobicité des surfaces des particules à séparer. Elle est utilisée dans le traitement des eaux pour éliminer les graisses.

des groupements divinylbenzènes sur lesquels sont greffés des groupements ionisables. Dans cette technique, les espèces ioniques de l'arsenic, retenues de manière électrostatique à la surface d'une résine échangeuse d'anions sont échangées contre des ions de charge similaire dans la solution à partir de la résine. L'efficacité du procédé dépend fortement du pH et de la composition de la matrice

L'échange d'ions est utilisé généralement pour éliminer les composés indésirables d'une solution sans en changer la concentration ionique totale. En cas d'épuration d'effluent chargés en métaux nobles ou précieux, il peut être intéressant d'un point de vue financier de régénérer l'échangeur d'ions, tandis que la récupération des métaux lourds est liée directement à la protection de l'environnement. Par ailleurs, le traitement des effluents par échange d'ions et adsorption présente des caractéristiques communes. Ainsi, ces techniques sont parfois regroupées et désignées sous le vocable de « procédé de sorption » [36].

### **3.1.5 Les techniques membranaires**

Les procédés membranaires sont des techniques de séparation par perméation à travers une membrane, sous l'action d'un gradient de pression. En ce qui concerne la production d'eau potable, la filtration sur membrane est une technique qui peut être utilisée pour éliminer l'arsenic et d'autres contaminants de l'eau. Typiquement, les membranes sont des matériaux synthétiques avec des milliards de pores agissant comme des barrières sélectives, qui ne permettent pas à certains constituants de l'eau de passer [37]. Cette technique fait intervenir une membrane semi-perméable et sélective sous l'effet d'une force motrice. Cette force motrice peut être soit un gradient de pression (cas de l'osmose inverse, de la nanofiltration, de l'ultrafiltration et de la microfiltration), un gradient de concentration (cas de la dialyse) ou un gradient de potentiel électrique (cas de l'électrodialyse) [38].

L'arsenic est extrait de l'eau grâce à son passage à travers une membrane semi perméable. La différence de pression osmotique est la force qui guide la séparation. L'efficacité du processus dépend de la taille des pores de la membrane et de la taille particulière des espèces chimiques de l'arsenic [28].

## **3.2 Principaux avantages et inconvénients des procédés physicochimiques**

Le **tableau I.4** résume les différentes méthodes physicochimiques de traitement contenant des ions en milieu aqueux, ainsi que leurs avantages et leurs inconvénients. Hormis la précipitation, les procédés physicochimiques sont d'une bonne efficacité, au vu des taux d'élimination des polluants rapportés. Cependant, qu'il s'agisse des techniques membranaires, de l'échange d'ions ou de

l'adsorption sur charbons actifs, tous nécessitent un investissement de base important, en plus des coûts d'exploitation et d'entretien.

Les techniques physicochimiques sont généralement confrontées aux limites suivantes :

- ✓ l'utilisation de produits chimiques et leur impact sur la qualité de l'eau ;
- ✓ la production d'une grande quantité de déchets hautement contaminés en arsenic ;
- ✓ la nécessité d'un traitement secondaire dans certains cas ;
- ✓ l'influence des interférences dues à certains anions (sulfates, phosphates) sur l'efficacité du procédé ;
- ✓ les installations et les mises en œuvre sont coûteuses, et il y a une faible efficacité dans plusieurs cas.

Le succès d'une technique de remédiation dépend de plusieurs facteurs :

- ✓ le niveau maximal cible de contaminant ;
- ✓ l'influence de la concentration initiale ;
- ✓ la source d'eau ;
- ✓ la coexistence d'autres solutés et la mise en place d'un système d'élimination des déchets.

**Tableau I. 4** : Avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques conventionnels [39]

Techniques	Avantages	Inconvénients
Adsorption	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Très efficace</li> <li>▪ Sélectif</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Régénération de l'adsorbant</li> <li>▪ Possibles effets de compétitions</li> <li>▪ Influence du pH</li> </ul>
Coagulation-précipitation	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Coût très abordable ;</li> <li>▪ Mise en œuvre relativement simple</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ne permet pas le traitement de As(III)</li> <li>▪ Ne permet pas toujours d'atteindre la norme</li> <li>▪ Sensible au pH</li> </ul>
Échanges d'ions	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Bonne capacité d'élimination d'une grande variété de polluants</li> <li>▪ Grande efficacité pour As(V)</li> <li>▪ Permet de séparer As(III) et As(V)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Coût des solvants de régénération élevé</li> <li>▪ Non sélectif</li> <li>▪ Ne traite pas As(III)</li> <li>▪ Effet de compétition (<math>\text{SO}_4^{2-}</math> ; <math>\text{Cl}^-</math>)</li> </ul>
Filtrations membranaires	Très efficace	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Risque de colmatage et coût élevé</li> <li>▪ Ne traite pas efficacement As(III)</li> <li>▪ Perte d'eau</li> </ul>

## 4 La latérite

### 4.1 Définition générale de la latérite

La latérite est une formation superficielle omniprésente sous les tropiques dont beaucoup d'auteurs, géologues et pédologues, se sont efforcés et s'efforcent toujours de préciser la genèse et l'évolution [40].

Le mot latérite a été évoqué pour la première fois par le géographe Francis BUCHANAN en 1807 au cours de son voyage à Madras, au travers des provinces du Mysore, Kanabar et Malabar pour désigner un matériau ferrugineux utilisé en Inde dans la construction [41]. Mais, au fil du temps, plusieurs définitions ont été données au terme « latérite » rendant ainsi difficile sa compréhension, voire même

son étude. On est ainsi passé d'une définition liée à la morphologie à une définition liée à la pédologie, en passant par une définition minéralogique.

De nos jours, la définition qui semble faire l'unanimité est celle de Schellman en 1986 car elle s'appuie sur les conditions d'altération<sup>1</sup> de la roche mère et la composition minéralogique. Pour cet auteur, « les latérites sont des produits d'intense altération météorique et sont constitués d'un assemblage minéral qui peut être fait de goethite, d'hématite, d'hydroxyde d'aluminium, de kaolinite et de quartz. Le rapport  $(\text{SiO}_2/(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3))$  comparé à celui de la roche mère doit être tel que la formation latéritique ne contienne pas plus de silice que celle qui est retenue dans le quartz qui subsiste et celle qui est nécessaire à la formation de la kaolinite » [42]. La **figure I.8** montre un exemple de la texture d'un sol latéritique.



**Figure I. 8** : Exemple de sol latéritique [43]

Selon P. MEUKAM [44], on distingue deux processus de latéritisation correspondant aux formes climatiques en Afrique : zone tropicale humide et zone tropicale sèche. La composition des latérites d'une manière générale est donnée dans le **tableau I.5**.

---

<sup>1</sup> L'altération est l'ensemble des modifications des propriétés physico-chimiques des roches par les agents atmosphériques.

**Tableau I. 5** : Composition de la latérite [44]

Oxydes de fer	Oxydes d'aluminium	Minéraux argileux
Goethite	Gibbsite	Kaolinite
Limonite	boehmite	Halloysite
Hématite		Illite

## 4.2 La latérite du dictionnaire

Le dictionnaire Larousse en six volumes définit la latérite de la manière suivante : « nom féminin, du latin later-eris, brique », sol rouge vif ou rouge brun, très riche en oxyde de fer et en alumine formé sous un climat chaud. Les latérites sont des sols très lessivés, riches en fer et contenant de l'alumine libre. Dans la forêt équatoriale humide, ce sont des argiles. Au nord et au sud, dès qu'une saison sèche apparaît, on observe la formation de carapaces de latérites, roches très dures, affleurant dans les zones les plus arides et totalement infertiles [43, 45].

## 4.3 La latérite vue par un ingénieur

Les ingénieurs décrivent les latérites de façon suivante : « matériau de structure vacuolaire, très souvent nuancé et de couleur variant du jaune au rouge plus ou moins foncé et même noir, constitué par une croûte plus ou moins continue, d'épaisseur et de dureté variables ». La latérite est molle quand elle n'est pas dure, fine quand elle n'est pas grosse, jaune ou rouge quand elle n'est pas noire [45]. On parlera aussi de latérite, du point de vue de l'ingénieur, pour les sols meubles, formés en milieu tropical, composés d'une fraction granulaire constituée de pisolites<sup>1</sup> ou de modules ferrugineux dans une matrice limono-argileuse [46].

## 4.4 Caractéristiques des latérites

Les latérites se caractérisent par les faibles quantités de silices combinées au regard du taux de l'aluminium et de fer. Ces oxydes présents dans les latérites leur confèrent une distinction au regard des autres matériaux comme l'argile qui s'observe également dans les produits de décomposition tropicale. En résumé,

---

<sup>1</sup>Pisolite : concrétion calcaire subsphérique, à structure concentrique.

nous dirons que les caractéristiques essentielles des latérites sont basées sur le pourcentage des oxydes de fer et d'aluminium.

#### **4.4.1 Caractéristiques chimiques et minéralogiques**

Les latérites se caractérisent par des teneurs élevées en oxydes de fer et/ou d'aluminium par rapport aux autres composants [47].

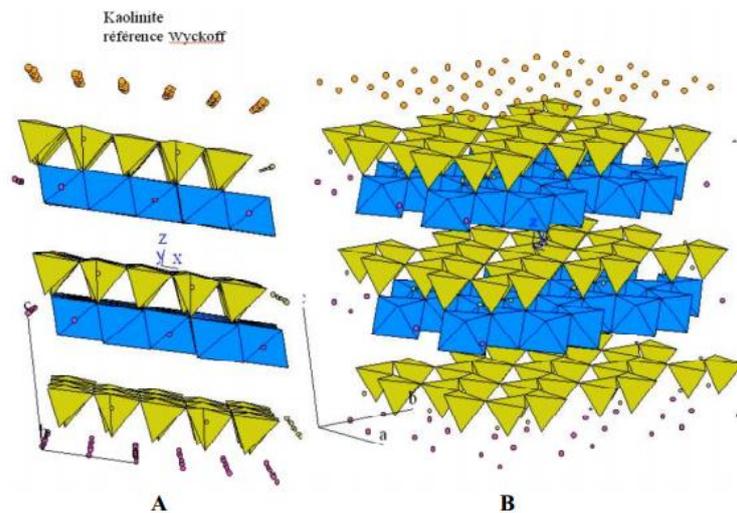
La forte proportion en sesquioxydes de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) et d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), relativement à la composition chimique de ces sols, confère aux sols latéritiques des comportements certainement différents selon que le profil s'est développé sur un horizon riche ou pauvre en oxyde de fer ou d'aluminium. Il existe deux principaux types de latérites qui sont chimiquement identifiables.

Dans le premier type, l'oxyde de fer prédomine (sols latéritiques ferrugineux). Dans certaines de ces latérites, les teneurs en oxyde de fer dépassent les 80 % pour quelques pourcentages d'oxyde d'aluminium. Dans ce type de latérite, le fer est sous forme d'hématite de formule chimique  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  qui lui confère sa couleur rouge, mais aussi, on peut trouver le fer sous forme de goéthite de formule chimique  $\alpha - \text{FeO}(\text{OH})$ .

Dans le second type, l'aluminium prédomine (latérites alumineuses). Les teneurs en alumine peuvent atteindre 60 % pour quelques pourcentages d'oxyde de fer. Dans ce type de latérite, l'aluminium est sous forme d'alumine de formule chimique  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , mais aussi, sous d'autres formes comme la gibbsite ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) et la boémite ( $\text{AlO}(\text{OH})$ ).

En dehors de ces composants principaux, coexistent divers oxydes ayant des importances relatives ( $\text{TiO}_2$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{MnO}$ , etc.) en fonction de l'origine de la roche mère. Dans la série des minéraux secondaires, la kaolinite et l'halloysite prédominent sur l'illite et les minéraux de type montmorillonite [48]. Les teneurs en silice combinée sont faibles dans les latérites riches en sesquioxydes. Cependant, de nombreuses variétés de latérites peuvent en contenir des quantités appréciables. Cette silice combinée se trouve essentiellement sous forme de la kaolinite, argile caractéristique de la plupart des formations tropicales (**Figure I.9**).

Les analyses chimiques sont beaucoup trop brutales pour révéler la composition, la nature et l'origine des latérites [47]. Des latérites présentant les mêmes propriétés physiques peuvent différer quant à leur composition chimique et inversement, les latérites présentant une composition chimique comparable peuvent posséder des propriétés physiques différentes.



**Figure I. 9 :** Structure d'une kaolinite, feuillet à 7 Å, en deux dimensions (A) et en trois dimensions (B) [49]

#### **4.4.2 Caractéristiques physiques**

Les latérites sont généralement en structure concrétionnaire et ceci se réalise par agrégation des sesquioxydes (de fer ou d'aluminium) positivement chargés autour des particules argileuses de charges négatives. Cette agrégation se bâtit plus facilement dans le cas des oxydes de fer que dans celui des oxydes d'aluminium. Cela ne suffit pas cependant pour corroborer l'idée d'une définition des latérites basées sur un fuseau type, encore moins pour consacrer le terme à une fraction particulière d'un ensemble plus vaste dénommé sols latéritiques. De nos jours, ces conceptions sont certainement obsolètes. Ce qu'il y a cependant, c'est qu'une transposition rigoureuse des modes opératoires standards conduit souvent à des résultats erratiques. Dépendant surtout des conditions de préparation, les écarts peuvent être considérables si on les compare à d'autres matériaux.

La couleur des latérites est variée, mais les couleurs sont généralement d'intensités vives. Les couleurs les plus courantes sont : rose, ocre, rouge brune. La couleur rouge est due aux oxydes de fer libre en proportion plus ou moins importante selon le climat, la végétation et la localisation géographique. Mais l'appréciation des couleurs ne donne pas une idée précise de la composition de la latérite. Elle permet cependant d'apprécier le degré d'évolution et le milieu de formation [47].

La densité dépend de la composition chimique et varie de 2,5 à 3,6. Elle augmente avec la teneur en fer et diminue avec la teneur en alumine.

## **4.5 Formation des latérites**

### **4.5.1 Facteurs de formation**

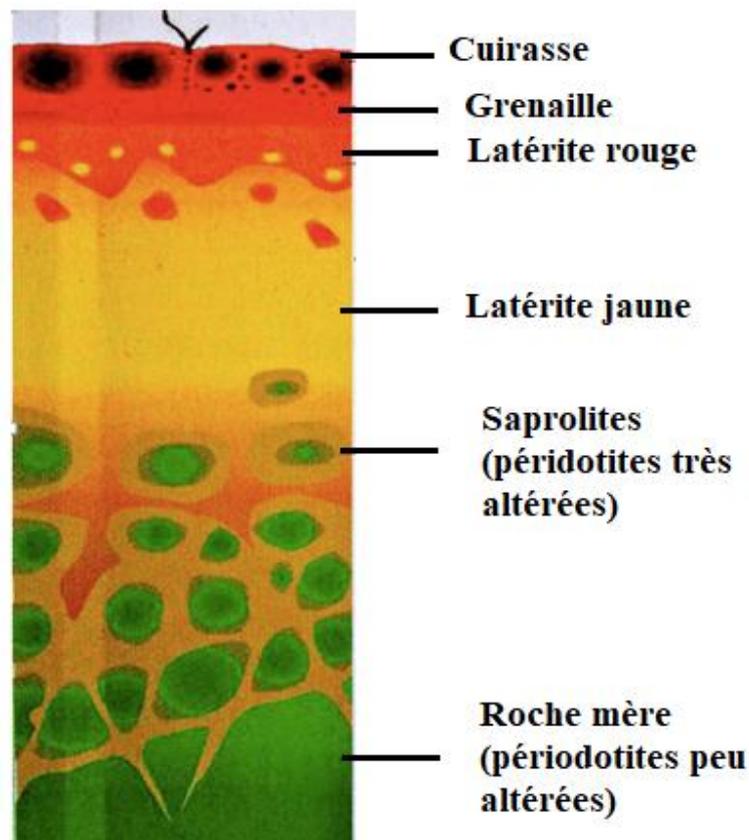
Plusieurs facteurs sont à l'origine de la latérisation des latérites. Cette formation est spécifique aux régions chaudes et humides. Il s'agit d'une altération de la roche mère dont la caractéristique essentielle réside dans une mise en solution, puis un départ de la silice, phénomène de lessivage, accompagnée d'un enrichissement en oxyde de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) et en alumine ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) [47].

Les facteurs influençant de façon prépondérante l'altération des roches et la formation des sols latéritiques qui en découlent sont : le climat (pluviométrie, température, bilan hydrique), la topographie (érosion et drainage), la végétation (matières organiques, bactéries, acides humiques), la nature de la roche mère et le temps [50]. Les sols latéritiques sont des sols maigres, lessivés et appauvris en éléments nutritifs fertilisants (Ca, Mg, K, Na). La végétation reste cependant abondante sur ces sols, bien que fragile. Lors de l'altération, les cations peu mobiles ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ) restent sur place et se concentrent dans des gîtes métallifères exploitables. L'altération des roches à l'origine des sols latéritiques donne lieu à la création de complexes d'altération de deux formes :

- argiles : les argiles formées dépendent du taux de lessivage subi par la roche ;
- oxyhydroxydes de fer et d'aluminium.

La **figure I.10** présente un profil d'altération typique des massifs latéritiques contenant les grands ensembles suivants :

- cuirasse et carapace : formation massive à oxydes de fer et d'aluminium (quartz, kaolinite) ;
- formation tachetée : formation nodulaire à oxydes de fer et d'aluminium (quartz, kaolinite) ;
- saprolithe fine ou lithomarge : zone saturée d'eau à quartz, marquée par la dominance des minéraux secondaires d'altération ;
- saprolithe grossière ou arène : formation dominée par la nature de la roche mère, possédant des fragments de roche et des minéraux primaires en grains séparés ;
- roche mère silico-alumineuse.



**Figure I. 10** : Coupe schématique d'un profil type de sol issu de roches ultramafiques [51]

#### 4.5.2 Classification des latérites

Les définitions sont nombreuses et nuancées selon les spécialistes pour la classification des latérites. Mais on a trouvé une classification consensuelle qui est le rapport des pourcentages massiques entre la silice et les sesquioxydes de fer et d'aluminium. De très nombreux auteurs ont utilisé le rapport  $\frac{S}{R}$  (**Relation I.1**) pour caractériser les latérites [50].

$$\frac{S}{R} = \frac{\frac{SiO_2}{60}}{\frac{Al_2O_3}{102} + \frac{Fe_2O_3}{160}} \quad \text{Relation I.1}$$

S et R sont respectivement les pourcentages massiques de la silice et des sesquioxydes de fer et d'aluminium.

La règle généralement admise est la suivante :

$\frac{S}{R} < 1,33$  ; correspond à des latérites vraies,

1,  $33 < \frac{S}{R} < 2$  ; correspond à des roches latéritiques,

$\frac{S}{R} > 2$  ; correspond à des matières premières non latéritiques.

Mais cette classification ne fait pas l'unanimité, la controverse venant en partie du fait que si le rapport  $\frac{S}{R}$  sépare les latérites des argiles telles que les kaolinites, en revanche, il classe les minerais de fer, la bauxite et de nombreux grès ferrugineux dans les latérites [45].

La controverse pour cette classification des latérites en tenant compte de ce rapport est due au fait que ce rapport dépend de la classe granulométrique utilisée pour sa détermination. Le **tableau I.6** indique quelques valeurs de ce rapport.

**Tableau I. 6** : Valeurs de S/R en fonction de la classe granulométrique utilisée [50]

Classe granulaire (mm)	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	$\frac{S}{R}$
0/20	55,4	15,35	23,9	3
0/2	78,1	12,5	3,1	9
2/20	32,7	18,2	44,7	1,2

#### 4.6 Propriétés physico-chimiques des latérites

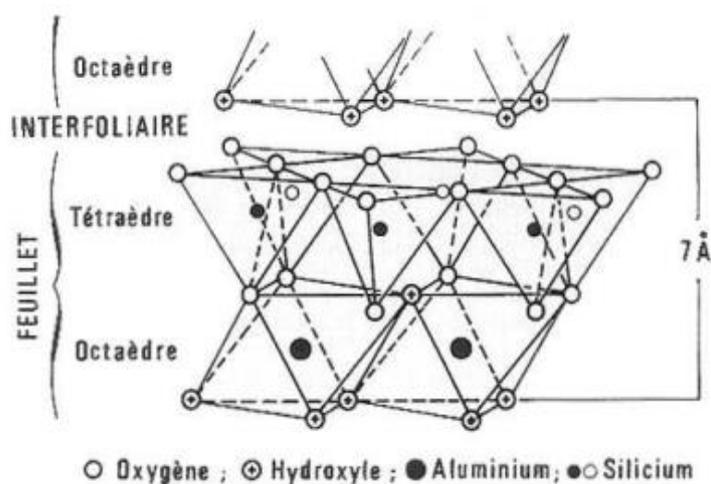
Les diverses applications des matières premières (latérites et argiles) sont liées à leurs propriétés spécifiques dont leur forme et leur surface spécifique, leur capacité d'adsorption, leurs multiples capacités d'échange d'ions et la nature de leurs surfaces. Les latérites sont aussi exploitées pour leurs propriétés catalytiques : la surface étendue que forment leurs microcristaux favorise les propriétés physico-chimiques de ces surfaces. Ce sont ces propriétés qui leur confèrent une meilleure utilisation par l'homme dans plusieurs domaines.

#### **4.6.1 Espaces interfoliaires et capacité d'échange cationique (C.E.C)**

##### **A. Espace interfoliaire**

On appelle espace interfoliaire ou interfeuillelet l'espace qui existe entre deux feuillettes (**Figure I.11**). Dans les latérites ou argiles, ces espaces peuvent être occupés ou non. L'accès des molécules d'eau à ces espaces interfoliaires entraîne une augmentation du volume ou un gonflement du matériau. Les interfeuillelets sont vides lorsque les différents feuillettes sont neutres et liés entre eux par des liaisons hydrogène dans le cas des espèces T-O, ou par des liaisons de van Der Waals dans le cas des minéraux de type T-O-T tels que le talc ou la pyrophyllite [52].

Ils sont occupés par des cations dès que les feuillettes de l'édifice présentent un déficit de charge à la suite des substitutions isomorphiques. Ces cations rétablissent l'électroneutralité du système et en même temps assurent la liaison entre les feuillettes adjacents qui sont de nature ionique [52]. Ces cations peuvent être soit secs, soit hydratés. Les cations les plus fréquents sont  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Li}^+$ .



**Figure I. 11** : Feuillet et espace interfoliaire d'une kaolinite [49]

##### **B. La Capacité d'Echange Cationique (C.E.C)**

La capacité d'échange cationique d'un matériau est la quantité de cations que ce dernier peut retenir sur son complexe adsorbant à un pH donné. La capacité d'échange cationique correspond par conséquent au nombre de sites négatifs dans la matrice du matériau. On définit aussi la Capacité d'Echange Cationique comme la capacité d'un constituant solide à adsorber des cations dissous et à en libérer une quantité équivalente dans le milieu [49]. Autrement dit, la CEC est le nombre

de cations monovalents (équivalents chimiques) qu'il est possible de substituer aux cations compensateurs pour neutraliser la charge électrique de 100 g de minéral calciné. Chaque matériau a une capacité d'échange cationique bien précise qui correspond à la somme des principaux cations : calcium, potassium, magnésium, sodium et ammonium.

Dans les latérites, il y a deux causes principales d'existence d'une capacité d'échange cationique : l'une interne et l'autre externe.

➤ **La présence de substitutions isomorphiques (CEC interne)**

La plus fréquente est la substitution de  $Al^{3+}$  par  $Mg^{2+}$  dans la couche octaédrique. C'est le mécanisme principal d'échange pour une montmorillonite (cas d'une argile). Pour ce minéral [53], la distance entre les sites négatifs situés au niveau de la couche octaédrique et le cation échangeable situé à la surface du feuillet est telle que les forces d'attraction sont faibles. Des substitutions de Si par Al dans la couche tétraédrique sont également possibles.

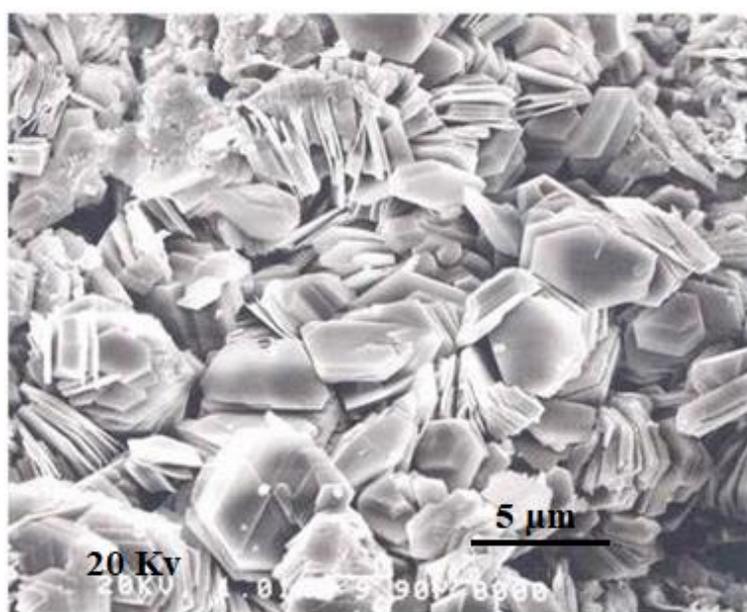
➤ **Les phénomènes de bordure (C.E.C externe)**

Aux bordures d'un feuillet, les valences du silicium et de l'oxygène en couche tétraédrique d'une part, de l'aluminium et de l'oxygène en couche octaédrique d'autre part, ne sont pas saturées. Pour compenser ces valences, des molécules d'eau s'hydrolysent et il y a apparition de groupes silanol (Si-OH) ou aluminol (Al-OH) qui, en fonction du pH, peuvent capter ou libérer des protons. Ces derniers peuvent être échangés avec d'autres cations. Le nombre et la nature des charges de bordure de feuillet seront directement liés au pH [54].

La capacité d'échange cationique peut être déterminée par plusieurs méthodes : la méthode de chlorure de cobaltihexamine, la méthode du bleu de méthylène, la méthode du complexe d'éthylène diamine de cuivre  $Cu(EDA)_2^{2+}$ , etc. Elle s'exprime en meq/100 g de matière première.

#### **4.6.2 La granulométrie**

La granularité d'une latérite est l'un des paramètres les plus importants de sa caractérisation. Les grains ne sont pas indépendants les uns des autres car ils peuvent s'assembler en agrégats. Ces assemblages sont contrôlés entre autres par la composition minéralogique et la présence de matières organiques [55]. Les grains de latérites ont une tendance naturelle à s'associer selon des géométries bien précises correspondant à un accollement par les faces ou par les côtés des feuillets. Cette tendance accentuée par la présence des acides humiques forme avec ces matières organiques des agglutinats atteignant parfois une taille de l'ordre de 50  $\mu m$ . La **figure I.12** présente une image MEB d'une kaolinite qui est l'un des principaux minéraux rentrés dans les latérites.



**Figure I. 12 :** Image MEB de la kaolinite montrant l'empilement des plaquettes [49]

#### **4.6.3 Propriété de surface et surface spécifique des minéraux latéritiques**

##### **A. Densité de charge surfacique**

La densité de charge spécifique notée ( $\sigma$ ) renseigne sur le pouvoir de la particule à repousser les autres, cette répulsion étant la capacité de gonflement des matières premières. Plus la densité de charge spécifique est élevée, plus la couche est mince ou comprimée, ce qui induit une diminution de la capacité de gonflement [56]. L'augmentation de la densité de charge spécifique réduit le gonflement ou la pression de gonflement des matériaux latéritiques. Cette augmentation de la densité de surface entraîne l'attraction des ions, ce qui va provoquer une condensation de la double couche, donc une diminution de son épaisseur [57]. Aussi, selon L. LEPLUART [52], plus cette concentration est élevée, plus la couche est mince ou comprimée entraînant une diminution de gonflement.

Deux types de charge existent pour les minéraux (minéraux latéritiques et argileux) :

- une charge permanente ou structurelle liée aux substitutions ioniques ( $\text{Al}^{3+}$  pour  $\text{Si}^{4+}$  dans la couche tétraédrique ;  $\text{Mg}^{2+}$  ou  $\text{Fe}^{2+}$  pour  $\text{Al}^{3+}$  dans la couche octaédrique) ;
- une charge de surface variable selon le pH du milieu liée aux réactions chimiques qui se produisent à la surface des minéraux. La densité de charge

spécifique  $\sigma$  (**Relation I.2**) est égale au rapport entre la capacité d'échange cationique (CEC) et la surface spécifique ( $S_s$ ) de la particule [57].

$$\sigma(\text{m\acute{e}q/m}^2) = \frac{\text{CEC}}{S_s} \quad \text{Relation I.2}$$

### ***B. La surface spécifique***

La surface spécifique d'un adsorbant est définie comme étant une surface par unité de masse. Elle est généralement exprimée en  $\text{m}^2/\text{g}$ . Son estimation est conventionnellement fondée sur des mesures de la quantité adsorbée  $Q_{\text{ads}}$  par l'adsorbant en question, correspondant à un adsorbat donné ; la molécule adsorbée doit avoir une surface connue et acceptable. Il suffit, à cet effet, de déterminer la valeur de la capacité de la monocouche à partir de l'isotherme d'adsorption [58].

Le modèle de surface spécifique Brunauer Emmett et Teller (BET) [55] est le plus utilisé pour décrire l'adsorption physique. La connaissance de la Surface Spécifique appelée aussi Aire Massique est d'une grande importance dans la caractérisation d'une poudre ou d'un solide, quelques soient les domaines d'application.

Un point à considérer est la dimension de l'adsorbat. En diminuant la dimension de l'adsorbat, la "surface spécifique" augmente [58] à cause de l'augmentation du nombre de sites accessibles, comme le cas des trous ou des pores. Une surface plate expose la même surface pour les petites et grandes molécules. Une surface avec des pores, des bords, des trous et des angles, expose une plus grande surface aux molécules plus petites. Il existe deux types de surfaces spécifiques : celle déterminée par la méthode au BET et celle déterminée par la méthode du bleu de méthylène qui est la surface totale accessible. La surface spécifique est une des caractéristiques les plus importantes des matières premières et des sédiments.

## **4.7 Utilisation des matières premières latéritiques**

La variabilité des espèces latéritiques naturelles et/ou modifiées de par leur aptitude à subir des transformations par différentes voies (adsorption, échange ionique, pontage, surface spécifique, etc.), fait que les matières premières latéritiques interviennent à des degrés d'implications divers dans un grand nombre d'utilisations. Les latérites sont utilisées dans la construction des habitats, des routes, des pistes et sont aussi utilisées comme adsorbants pour l'élimination de l'arsenic. Nos travaux porteront sur l'utilisation des matières premières latéritiques pour l'élimination de l'arsenic dans des eaux polluées destinées à la consommation.

De nos jours, c'est plus de 1,5 milliards de personnes qui n'ont pas accès à l'eau potable saine. Selon l'Organisation Mondiale de Sante (O.M.S), ce sont 15 millions d'êtres humains qui meurent chaque année après avoir bu de l'eau non potable, ou faute de n'avoir pas accès à l'eau potable [59]. De nombreux pays possèdent des régions où certaines eaux de puits ou de forages présentent des teneurs en arsenic très élevées. C'est le cas du Bangladesh, l'Inde, le Burkina Faso, etc... Pour résoudre le problème des eaux contaminées, des chercheurs se sont attelés à trouver des méthodes de traitements moins onéreuses et d'application facile. C'est ainsi que certains vont proposer des traitements à partir des matières premières naturelles telles que les latérites [60-62].

Les propriétés adsorbantes des latérites jouent un rôle efficace dans le traitement des eaux contaminées par l'arsenic. Des tests technologiques ont montré que les latérites à l'état naturel se sont avérées d'un intérêt considérable dans le domaine de la dépollution des eaux contaminées par l'arsenic [60-61, 63].

## **5 Les adsorbants utilisés pour l'élimination de l'arsenic**

La mobilité de l'arsenic est contrôlée par de nombreux processus. L'étude de l'adsorption de l'arsenic sur différentes phases solides est donc un des paramètres importants pour estimer le risque encouru de contaminations naturelles ou pour mettre en œuvre un système de dépollution à moindre coût et à faible échelle.

Les adsorbants naturels et synthétiques couramment utilisés pour l'adsorption de l'arsenic sont des argiles pilées et des oxydes de fer [64], la montmorillonite modifiée au Fe (III) [65], la pouzzolane naturelle [66], la zéolithe naturelle modifiée par MnO<sub>2</sub> [67], la zéolithe naturelle échangée par le fer, [68], les sols sableux [69], le charbon actif activé [70], l'oxyde ferrique amorphe [71], la goethite ( $\alpha$ -FeOOH) [72] et les latérites naturelles [62, 73]. Les capacités d'adsorption particulièrement élevées de ces matériaux sont en partie liées à leurs structures poreuses très développées et des surfaces spécifiques importantes, ce qui permet de maximiser les quantités adsorbées.

### **5.1 Le charbon actif**

Le charbon actif est couramment utilisé pour éliminer des contaminants organiques et des métalloïdes de l'eau et des eaux usées. La capacité d'adsorption de l'arsenic sur le charbon actif (CA) est de 20 mg de As(V) par gramme de CA. L'arsenic (III) n'est pas efficacement éliminé par du charbon actif. Cependant, le charbon actif, imprégné de métaux comme le cuivre et le fer ferreux, a une capacité d'adsorption plus élevée. La capacité d'adsorption est alors de 48 mg de

As(III) par gramme de CA imprégné de cuivre et de 200 mg de As(III) par gramme de CA imprégné de fer [70].

## **5.2 Les oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse**

L'adsorption de l'arsenic sur les oxydes et hydroxydes de fer est décrite par des phénomènes de complexation de surface. Dans ce type de réaction, l'arsenic va se fixer sur la surface du minéral sur les groupements hydroxyles [74]. La fixation de l'arsenic est principalement liée à la surface spécifique et à la cristallinité des oxydes et hydroxydes [75]. Les propriétés de sorption des oxyhydroxydes de fer, et tout particulièrement de la goethite et de l'hématite, compte tenu de leur abondance dans tous les milieux naturels, ont été décrites par de nombreux auteurs [76].

L'arsenic peut également être fixé par les oxydes et hydroxydes de manganèse, mais selon des mécanismes plus complexes que ceux décrits par les oxydes de fer. L'adsorption de l'arsenic serait liée à des processus d'oxydation de l'arsenic et de réduction du manganèse. Relativement peu d'études ont été réalisées sur l'adsorption de l'arsenic (V) sur les oxydes de manganèse puisque l'intérêt de ce matériau réside dans ses propriétés oxydantes. L'adsorbant le plus utilisé dans le traitement des eaux à base d'oxyde de manganèse est un matériau appelé sable « vert ». C'est un composé minéral naturel, la glauconite, un aluminosilicate de potassium, sur lequel on a fait précipiter une couche d'oxyde de manganèse. La dénomination « vert » provient de la couleur olivâtre de la glauconite. Des expériences en colonne avec ce sable « vert » ou des matériaux à base de sable recouvert d'oxyde de manganèse précipité, ont mis en évidence sa grande capacité de rétention de l'arsenic.

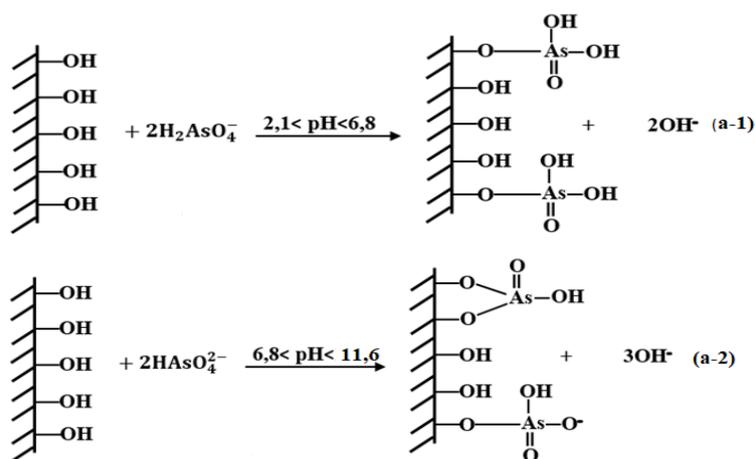
L'adsorption sur des adsorbants à base de fer est une technique de traitement émergente pour éliminer l'arsenic. Des adsorbants à base de fer sont disponibles actuellement sur le marché et comprennent l'hydroxyde ferrique granulaire (HFG), le sable enrobé de fer (Iron Coated Sand), les composés fer/soufre et l'oxyde de fer [25].

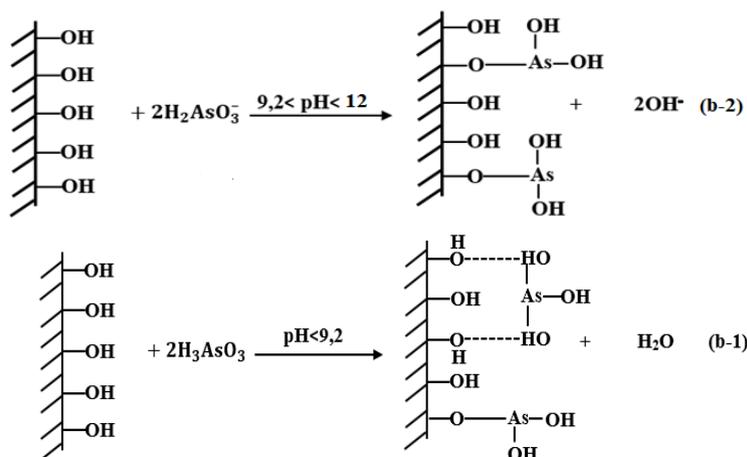
## **5.3 Les latérites**

Les latérites ont été largement utilisées ces dernières années dans la dépollution des eaux souterraines contaminées par l'arsenic. Elles ont fait l'objet de nombreuses recherches ayant des applications potentielles dans l'élimination de l'arsenic des eaux souterraines [62, 77- 81]. La latérite naturelle n'est pas un matériau standardisé et sa composition varie en fonction de l'emplacement ainsi que de l'étendue de la latéralisation [80].

L'efficacité de l'élimination de l'arsenic par adsorption sur les latérites naturelles dépend fortement de leurs caractéristiques, notamment de la surface spécifique. Les valeurs de surface spécifique rapportées dans la littérature pour les latérites naturelles sont dans la plage 16 - 32 m<sup>2</sup>/g [62, 77, 79-81]. A. Maiti et al [73] ont montré que des meilleurs résultats sont obtenus pour l'adsorption de l'arsenic sur une latérite ayant une grande surface spécifique. Ils ont montré que la latérite traitée à l'acide s'avère être plus efficace pour l'élimination de l'arsenic de l'eau. Ainsi la surface spécifique de la latérite est passée de 18,5 m<sup>2</sup>/g pour la latérite non traitée à 184 m<sup>2</sup>/g pour la latérite traitée à l'acide. D'autre part, la capacité d'adsorption de As(V) de la latérite est passée de 0,17 mg/g à 9,4 mg/g pour la latérite traitée.

L'adsorption de l'arsenic sur les phases minérales contenues dans les latérites est décrite par des phénomènes de complexation de surface. Dans ce type de réaction, l'arsenic va se fixer à la surface du minéral sur les groupements acido-basiques de types « S-OH » présents sur cette surface [75]. Les oxydes de fer sont surtout impliqués dans les phénomènes d'adsorption spécifique. De nombreux mécanismes ont été décrits pour l'adsorption des métaux dans la littérature. Parmi ces mécanismes, il y a les réactions d'échanges d'ions pour des sites de charges permanentes et des réactions de complexation de surface (sphère interne et externe). A. Maiti et al [61] ont montré, lors de l'étude de l'adsorption de l'arsénite en utilisant une latérite naturelle, que l'adsorption est une combinaison d'échange de ligands pour As(III) et d'échange d'ions pour As(V). Contrairement à l'échange ionique, qui est de nature purement électrostatique, l'adsorption spécifique implique une réaction chimique par échange de ligands. Z. Ren et al [82] ont également montré lors de l'adsorption de l'arsenic sur un oxyde binaire Fe-Zr que As(V) est adsorbé par la formation de complexes de surface de la sphère interne, tandis que As(III) est adsorbé par la formation de complexes de surface interne et externe. La **figure I.13** explique les mécanismes possibles.





**Figure I. 13** : Mécanismes d'adsorption de surface interne et externe [82].

(a-1) et (a-2) : Mécanismes d'adsorption de sphère interne dans le cas de As(V) en fonction du pH

(b-1) : Mécanisme d'adsorption de sphère interne dans le cas de As(III)

(b-2) : Mécanisme d'adsorption de sphère externe dans le cas de As(III)

L'utilisation des latérites dans cette étude a été motivée par le fait que celles-ci sont largement présentes au Burkina Faso et que leur utilisation dans le processus de purification des eaux contaminées par l'arsenic pourrait être effectuée à faible coût. Les latérites naturelles du Burkina Faso ont déjà été utilisées dans la construction de routes et de bâtiments [83] et elles ont été peu utilisées comme matériaux adsorbants pour l'élimination de l'arsenic.

## 6 Cinétique d'adsorption

Dans les expériences d'adsorption, l'étude cinétique est très importante pour déterminer le temps de contact de l'adsorbant avec l'adsorbat et pour évaluer les coefficients stœchiométriques de réaction. La vitesse à laquelle l'équilibre d'adsorption est atteint peut être très variable selon le système étudié ou les conditions opératoires. Un grand nombre de paramètres peuvent influencer la cinétique d'adsorption de façon déterminante. On peut citer entre autres la géométrie et la configuration de l'équipement, les conditions hydrodynamiques, l'agitation, la viscosité de la solution, sa composition, la structure, la température et la taille des particules d'adsorbant.

Il est nécessaire de bien connaître les cinétiques d'adsorption quand on cherche à avoir des prévisions des performances des procédés. Du point de vue cinétique, les adsorbants peuvent être divisés en deux catégories [84] :

- ✓ les adsorbants de surface homogène dont la structure poreuse s'étale sur toute l'échelle d'un grain : exemples des gels de silice, des alumines activées et la plupart des charbons actifs ;
- ✓ les adsorbants de surface hétérogène à double porosité issus de l'agglomération des cristaux ou des microparticules.

D'une manière générale, la cinétique d'adsorption s'effectue selon ces étapes :

- ✓ transfert de masse externe (résistances de surface) : les molécules doivent traverser les couches limites autour des grains d'adsorbant pour arriver à la surface de ces derniers ;
- ✓ transfert de masse interne macroporeux : les molécules se propagent de la surface des grains vers le centre à travers les macropores formés entre les cristallites ou les microparticules. Ces transferts s'effectuent généralement en phase fluide ;
- ✓ transfert de masse internes microporeux : les molécules adsorbées diffusent à travers des réseaux de micropores avec un mécanisme de processus activé (saut des molécules adsorbées entre les sites d'adsorption) ;
- ✓ cinétique d'adsorption intrinsèque : les molécules s'adsorbent en surface avec une vitesse finie.

## **7 Les isothermes d'adsorption en batch**

Une isotherme d'adsorption décrit la relation entre les concentrations de l'adsorbat dans la phase liquide et dans la phase solide à l'équilibre à une température donnée. La vitesse d'adsorption des molécules de soluté à l'équilibre est égale à leur vitesse de désorption. Les intérêts de l'isotherme d'adsorption pour un système adsorbant/adsorbat sont multiples. Outre son rôle indispensable dans le dimensionnement d'un lit fixe, elle permet aussi d'avancer des hypothèses sur le mode d'adsorption.

Il existe un grand nombre d'isothermes d'adsorption comme par exemple celui de Langmuir, de Freundlich, de Toth ou de Dubinin–Radushkevich (D–R).

### **7.1 Classification des isothermes**

L'isotherme d'adsorption, caractéristique de l'équilibre thermodynamique entre un adsorbant et un adsorbat, s'obtient généralement à partir d'expériences en batch (expériences par lot) où l'on mesure la concentration à l'équilibre de l'adsorbat restant en phase fluide après adsorption [85]. La quantité d'adsorbat présent sur l'adsorbant  $q_e$  (exprimée en mg ou mol par g d'adsorbant) en fonction

de la quantité d'adsorbat restant en solution  $C_e$  (exprimée en mg/L ou mol/L) est calculée à l'aide de la **relation I.2** ci-dessous :

$$q_e = (C_0 - C_e) \times \frac{V}{m} \quad \text{Relation I.2}$$

Avec :

$q_e$  : Quantité de l'adsorbat présent sur l'adsorbant en (mg ou mol) /g d'adsorbant

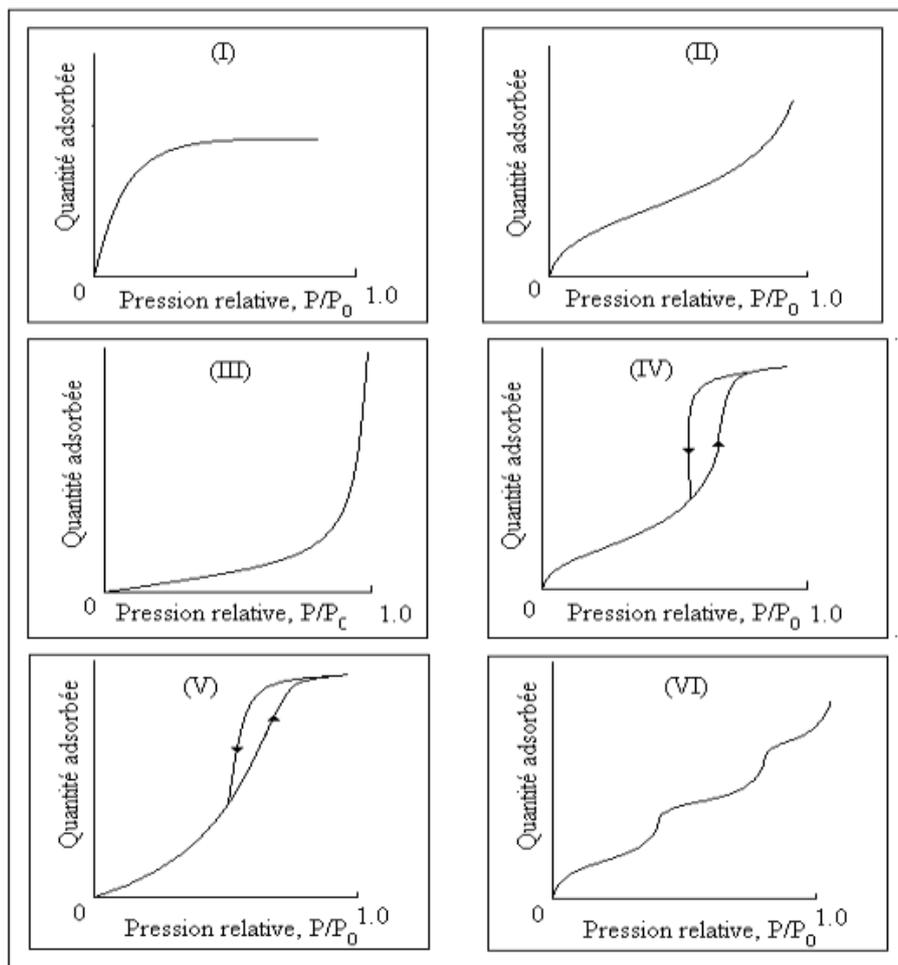
$C_0$  : Concentration initiale de la solution en (mg ou mol) /L

$C_e$  : Concentration à l'équilibre de la solution en (mg ou mol) /L

$V$  : Volume de la solution en L

$m$  : Masse de l'adsorbant en g.

La première classification des isothermes de Brunauer a été reprise par la classification officielle de l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) incluant six isothermes et différentes hystérésis. La **figure I.14** représente cette classification.



**Figure I. 14 :** Représentation des six classes d'isothermes d'adsorption selon l'IUPAC [85]

**Type I :** il est principalement rencontré dans le cas des solides essentiellement microporeux pour lesquels la taille des pores est proche de la taille de la molécule d'adsorbat. L'adsorption a lieu en monocouche moléculaire et se traduit par un phénomène de saturation [31].

**Type II :** le milieu est non poreux ou macroporeux. Cette isotherme est caractéristique d'une adsorption multimoléculaire : épaissement progressif de la couche adsorbée.

**Type III :** le milieu est du même type que les isothermes du type II, mais les interactions milieux poreux et liquide adsorbé sont faibles. Ce type d'isotherme est rarement rencontré.

**Type IV :** l'isotherme est identique à celle du type II aux basses pressions, un palier de saturation se développe aux hautes pressions. Elle correspond à un milieu méso-poreux dans lequel se produit une condensation capillaire. Le

phénomène n'est pas réversible. On observe en général une hystérésis entre les couches d'adsorption et de désorption.

**Type V** : le milieu est du même type que les isothermes de types IV mais les interactions milieu poreux et liquide adsorbé sont faibles. Ce type d'isotherme est rarement rencontré.

**Type VI** : cette isotherme correspond à un milieu poreux dans lequel les couches adsorbées se forment les unes après les autres.

Les isothermes de types **I** et **II** sont les plus souvent rencontrés dans les procédés de séparation. De nombreuses théories ont été développées pour interpréter ces différents types d'isothermes.

## **7.2 Linéarisation des isothermes**

Dans un système d'équilibre solide-liquide, l'adsorption est le résultat d'un transfert des molécules de solutés présentes dans la solution, suivi de leur accumulation à la surface du solide, en considérant que la concentration du soluté dans la solution est en équilibre dynamique avec celle accumulée dans le solide. L'étude expérimentale des variations de concentrations permet de déterminer des isothermes d'adsorption. On utilise le fait que, à l'équilibre proprement dit, il y a une distribution définie du soluté entre les phases liquide et solide, qui peut être modélisée. En effet, la modélisation mathématique fournit une relation entre la concentration du soluté en solution et la quantité adsorbée par unité de masse. Il existe un nombre important de modèles mathématiques disponibles dans la littérature. Les modèles les plus utilisés dans la littérature sont les isothermes de Freundlich, de Langmuir et de Langmuir-Freundlich [86].

### **7.2.1 Modèle de Langmuir**

L'isotherme de Langmuir reste, de nos jours l'un des modèles formellement plus simples pour décrire la physisorption et la chimisorption. Le modèle de Langmuir est défini par une capacité maximale d'adsorption qui est liée à la couverture des sites de surface par une monocouche. L'importance de cette isotherme est qu'elle peut théoriquement être appliquée à une surface parfaitement uniforme. Son importance dans la théorie de l'adsorption est comparable à celle de la loi des gaz parfaits pour le cas des gaz [87].

Selon Irving Langmuir (1918), ce modèle est basé sur les hypothèses suivantes :

- chaque molécule adsorbée occupe un site actif bien localisé ;
- un site actif ne peut contenir qu'une et une seule particule adsorbable ;

- tous les sites sont énergiquement équivalents ;
- il n'y a aucune interaction entre deux particules adsorbées sur des sites voisins.

L'isotherme de Langmuir est donnée par la **relation I.3** suivante :

$$\theta = \frac{q_e}{q_m} = \frac{K_L \times C_e}{1 + K_L \times C_e} \quad \text{Relation I.3}$$

Avec :

$q_e$  : Quantité de soluté adsorbée par unité de masse à l'équilibre (mg/g ou mmol/L),

$q_m$  : Quantité maximale adsorbée (mg/g ou mmol/L),

$C_e$  : Concentration du soluté dans la solution à l'équilibre (mg/l ou mmol/L),

$K_L$  : Constante d'équilibre dite constante de Langmuir égal au rapport des constantes de vitesses d'adsorption et de désorption (L/mg ou L/mmol).

La linéarisation de la **relation I.3** donne la **relation I.4**.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \times q_m} + \frac{1}{q_m} \times (C_e) \quad \text{Relation I.4}$$

Le tracé du graphe  $\frac{C_e}{q_e}$  en fonction de  $C_e$  permet de déterminer  $\frac{1}{K_L \times q_m}$  et  $\frac{1}{q_m}$  qui sont respectivement l'ordonnée à l'origine et la pente de la droite.

Les caractéristiques essentielles d'une isotherme de Langmuir peuvent être exprimées en termes de facteur constant (sans unité) de séparation ou paramètre d'équilibre. Cette constante notée  $R_L$  est utilisée pour prédire si un système d'adsorption est « favorable » ou « défavorable ». Ce facteur de séparation  $R_L$  est défini par la **relation I.5** suivante :

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \times C_0} \quad \text{Relation I.5}$$

$C_0$  est la concentration initiale de l'élément chimique dans la solution (mg/L). L'isotherme est défavorable pour  $R_L > 1$ , linéaire pour  $R_L \rightarrow 1$  et favorable pour  $0 < R_L < 1$  [62].

### 7.2.2 Modèle de Freundlich

Cette isotherme d'adsorption est une relation purement empirique<sup>1</sup> utilisée pour des systèmes qui sont difficiles à décrire correctement à l'aide de l'isotherme d'adsorption de Langmuir. Sa simplicité ainsi que sa capacité à décrire correctement de nombreux systèmes expérimentaux sont deux des raisons principales de son succès. Il est à noter que son champ d'application se limite en général à des solutions diluées. Une autre limitation de ce modèle est qu'il ne prédit pas de domaine linéaire aux basses concentrations de solutés.

Le modèle de Freundlich est basé sur la **relation I.6** entre la quantité de composé adsorbé sur la surface solide ( $q_e$ ) et la concentration résiduel ( $C_e$ ).

$$q_e = K_F \times C_e^{1/n} \quad \text{Relation I.6}$$

Avec :

$q_e$ : Quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g)

$n$  : Intensité d'adsorption

$C_e$  : Concentration du soluté dans la solution à l'équilibre (mg/L)

$K_F$  : Capacité d'adsorption

Les coefficients  $K_F$  et  $n$  sont déterminés expérimentalement à partir de la forme linéaire de l'isotherme (**Relation I.7**).

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad \text{Relation I.7}$$

$\ln K_F$  et  $\frac{1}{n}$  sont respectivement l'ordonnée à l'origine et la pente.

### 7.2.3 Modèle de Dubinin–Radushkevich (D–R)

Il est généralement utilisé pour différencier l'adsorption physique et chimique des ions métalliques. Le modèle d'isotherme de Dubinin-Radushkevich est un modèle empirique d'adsorption qui est généralement appliqué pour exprimer le mécanisme d'adsorption avec distribution d'énergie gaussienne sur

---

<sup>1</sup> Une relation empirique est une relation issue de faits expérimentaux, ou validée par l'expérience, mais dont on ne connaît pas de base théorique, ou qu'on ne peut pas relier à une base théorique simple.

des surfaces homogènes. Cette isotherme est décrite par la **relation I.8** [88-89] qui peut être exprimée sous la forme suivante.

$$\ln Q = \ln Q_m - k \times \varepsilon^2 \quad \text{Relation I.8}$$

Où  $\varepsilon$  (potentiel Polanyi) peut être exprimée comme suit :  $\varepsilon = RT \ln \left[ 1 + \left( 1/C_e \right) \right]$

Avec

**Q (mg/g)** : la quantité de soluté adsorbé à l'équilibre par unité de masse d'adsorbant

**Q<sub>m</sub> (mg/g)** : la capacité d'adsorption maximale

**C<sub>e</sub> (mg/L)** : la concentration de soluté à l'équilibre

**k (mol<sup>2</sup>/kJ<sup>2</sup>)** : la constante liée à une énergie d'adsorption

**R (kJ/mol. K)** : la constante des gaz

**T (K)** : la température.

L'énergie moyenne d'adsorption  $E$  (kJ/mol) peut être obtenue à partir de la valeur de  $k$  en appliquant la **relation I.9** [61].

$$E = -\sqrt{\left( \frac{1}{2k} \right)} \quad \text{Relation I.9}$$

La valeur absolue de  $E$  permet de nous renseigner sur le mécanisme :

- $|E| < 8$  kJ/mol : l'adsorption est de nature physique (physisorption) ;
- $8$  kJ/mol  $< |E| < 16$  kJ/mol : l'adsorption est de nature chimique (chimisorption).

Il faut rappeler que cette isotherme ne convient que pour une gamme intermédiaire de concentrations d'adsorbats car elle présente un comportement asymptotique irréaliste et ne permet pas de prédire la loi de Henry à basse pression. Le modèle est une équation semi-empirique dans laquelle l'adsorption suit un mécanisme de remplissage des pores. Il suppose un caractère multicouche impliquant les forces de Van Der Waal, applicable aux processus d'adsorption physique, et est une équation fondamentale qui décrit qualitativement l'adsorption des gaz et des vapeurs sur les adsorbants microporeux [90].

#### **7.2.4 Modèle de Toth**

Toth a modifié l'isotherme de Langmuir pour minimiser l'erreur entre les données expérimentales de l'équilibre d'adsorption et les valeurs prédites.

L'application de cette relation est plus convenable pour l'adsorption en multicouches similairement à l'isotherme BET, qui est un type spécifique de l'isotherme de Langmuir [87]. Ce modèle est utilisé lorsque les modèles de Langmuir et de Freundlich ne peuvent pas corrélérer parfaitement l'isotherme d'adsorption du couple adsorbat/adsorbant. La relation peut être décrite par la **relation I.10**.

$$q_e = \frac{q_m \times C_e}{(b + C_e)^{1/t}} \quad \text{Relation I.10}$$

Avec :

$q_e$  : Quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g)

$C_e$  : Concentration du soluté dans la solution à l'équilibre (mg/L)

$q_m$  : Quantité maximale d'adsorption (mg/g ou mmol/L)

$b$  et  $t$  sont les constantes de Toth

## **8 Procédés d'adsorption de As(III, V) par percolation sur lit fixe**

Pour la conception de systèmes d'adsorbants à lit fixe à échelle industrielle, les opérations de colonnes sont absolument indispensables. Les études en colonne visent à évaluer l'effet de divers paramètres de processus tels que la concentration initiale en soluté, la profondeur du lit et le débit à l'entrée de la colonne.

### **8.1 Le lit fixe**

Le lit fixe est constitué d'un empilement compact et immobile de grains à l'intérieur d'une colonne. L'adsorption par percolation en lit fixe est une opération unitaire de séparation qui permet de retenir avec une bonne sélectivité un nombre de molécules d'intérêt. Lors de cette opération, la molécule d'intérêt à éliminer est transférée de la solution vers la surface d'une particule adsorbante. Suivant la chimie caractérisant la surface de cette dernière, on peut retenir des molécules selon leur charge, leur hydrophobicité ou leur affinité. Le procédé consiste à faire traverser le lit immobile par une solution contenant la substance à éliminer. Le lit est considéré épuisé lorsque la concentration de cette substance dans le fluide sortant atteint la valeur maximale admissible [91].

Le lit fixe trouve son application dans de nombreux domaines industriels. Dans le domaine environnemental, le lit fixe est utilisé pour éliminer les impuretés organiques, les métaux lourds et les métalloïdes contenus dans les solutions

aqueuses. Dans les eaux brutes et dans la plupart des cas, l'adsorption est utilisée comme le dernier processus de traitement juste avant la désinfection.

## 8.2 Une courbe de percée

Le principe consiste à injecter à l'entrée d'une colonne une solution de concentration bien connue. La variation de la concentration de cette solution à la sortie la colonne constitue sa « réponse » dont l'analyse nous permet de caractériser l'écoulement et le transport dans la colonne [92]. Lors de l'adsorption par percolation en lit fixe, la solution appauvrie en adsorbat (élément chimique concerné) est récoltée à la sortie de la colonne, puis analysée afin de déterminer la concentration en cet élément.

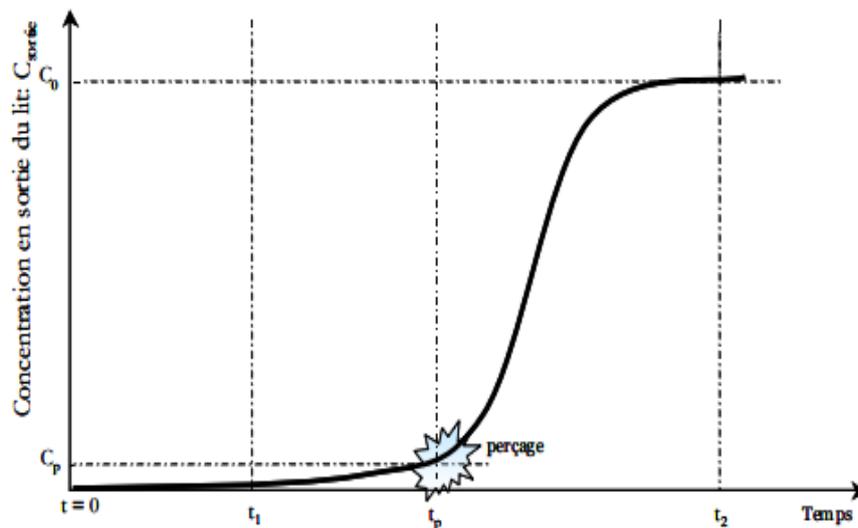
Le dimensionnement et l'amélioration des performances des colonnes d'adsorption sur lit fixe nécessitent de pouvoir prédire la courbe de percée en fonction de divers paramètres clés du système. Cette courbe traduit le profil de concentrations d'un polluant à éliminer en sortie de colonne en fonction du temps.

La détermination des concentrations à la sortie de la colonne permet d'établir des courbes de percée afin d'obtenir la capacité d'adsorption en mg de la substance à analyser par gramme d'adsorbant. Cette capacité d'adsorption dépend du débit du liquide à l'entrée de la colonne, de la concentration initiale, de la température, la granulométrie, de la hauteur du lit. La courbe de percée expérimentale (**Figure I.15**) correspond à l'évolution de la concentration de soluté en sortie du lit notée ici  $C_{\text{sortie}}$ , alimenté en continu par une solution de concentration  $C_0$  en fonction du temps. L'examen d'une courbe de percée met en évidence les caractéristiques particulièrement importantes suivantes :

- le temps  $t_1$  correspond au temps à partir duquel on détecte l'adsorbat à la sortie du lit ;
- le temps de perçage  $t_p$ , qui correspond au temps à partir duquel la concentration de sortie atteint la limite maximale admissible ;
- la pente de la courbe de percée qui doit être aussi verticale que possible.

La meilleure efficacité du procédé correspond au plus grand temps de percée qui s'obtient quand le front de percée est quasiment vertical.

S. Kundu et al [93] et G.P. Kofa et al [66] ont pu montrer lors de l'adsorption de As(III,V) sur un adsorbant chimiquement modifié et sur de la pouzzolane naturelle que pour un temps de percée plus grand, il faut une hauteur de lit plus grand, un débit et une concentration en As(III,V) à l'entrée de la colonne plus petits.



**Figure I. 15 :** Courbe de percée expérimentale pour un lit fixe [91]

## 9 Conclusion

La revue bibliographique a permis de définir les latérites comme des matières premières constituées principalement d'oxydes de fer et d'aluminium et de minéraux associés. La latérite naturelle n'est pas un matériau standardisé et sa composition varie en fonction de l'emplacement ainsi que de l'étendue de la latéralisation. La revue bibliographique a également permis de savoir que les latérites disposent de propriétés leur permettant d'être utilisées dans l'élimination de l'arsenic dans les eaux polluées.

Cette revue bibliographique a permis aussi de faire un état des lieux sur les différentes méthodes et un état de l'art sur les adsorbants utilisés pour l'élimination de l'arsenic dans les eaux souterraines. Bien qu'il existe plusieurs méthodes pour l'élimination de l'arsenic, ces méthodes restent très onéreuses et les frais de fonctionnement sont exorbitants. Parmi ces méthodes, il existe l'adsorption sur les matériaux latéritiques qui s'est révélée être prometteuse.

Dans un souci de développer une méthode efficace, moins onéreuse et d'application facile, nous nous sommes intéressés aux matériaux latéritiques. Le choix de ce matériau a été motivé par le fait que les latérites sont largement présentes au Burkina Faso et leur utilisation dans le processus de purification des eaux contaminées par l'arsenic pourrait être effectuée à faible coût.

## Références bibliographiques

- [1] **D. MOHAN, C. U. PITTMAN JR**, Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents – A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 142 (2007) 1 – 53.
- [2] **R. NISTICÒA, L. R. CELI, A. B. PREVOT, L. CARLOS, G. MAGNACCA, E. ZANZO, M. MARTIN**, Sustainable magnet-responsive nanomaterials for the removal of arsenic from contaminated water. *Journal of Hazardous Materials* 342 (2018) 260 – 269.
- [3] **A. SOMMELLA, C. DEACON, G. NORTON, M. PIGNA, A. VIOLANTE, A.A. MEHARG**, Total arsenic, inorganic arsenic, and other elements concentrations in Italian rice grain varies with origin and type. *Environmental Pollution* 181 (2013) 38 – 43.
- [4] **E. B. DA SILVA, L. M. DE OLIVEIRA, A. C. WILKIE, Y. LIU, L. Q. MA**, Arsenic removal from As-hyperaccumulator *Pteris vittata* biomass: Coupling extraction with precipitation. *Chemosphere*, 193 (2018) 288 – 294.
- [5] **A. BOSSY**, Origines de l'arsenic dans les eaux, sols et sédiments du district aurifère de St-Yrieix-la-Perche (Limousin, France) : contribution du lessivage des phases porteuses d'arsenic. Thèse de l'Université de Limoges, France, (2010).
- [6] **M. RAHIM, M. R. HAKIM MAS HARIS**, Application of biopolymer composites in arsenic removal from aqueous medium: A review. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences* 8 (2015) 255 – 263.
- [7] **P. MANDAL, S.R. DEBBARMA, A. SAHA, B. RUJ**, Disposal Problem of Arsenic Sludge Generated During Arsenic Removal from Drinking Water. *Procedia Environmental Sciences* 35 (2016) 943 – 949.
- [8] **V. K. SHARMA, M. SOHN**, Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International* 35 (2009) 743 – 759.
- [9] **S. AREDES, B. KLEIN, M. PAWLIK**, The removal of arsenic from water using natural iron oxide minerals. *Journal of Cleaner Production* 29-30 (2012) 208 – 213.
- [10] **P. L. SMEDLEY, D.G. KINNIBURGH**, A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5) (2002) 517 – 568.

- [11] **E. LOMBI, W.W. WENZEL, R.S. SLETTEN**, Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: Kinetics and reversibility. *Soil Sci.* 162 (1999) 451 – 56.
- [12] **T. G. ROSSMAN**, Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach. *Mutation Research* 533 (2003) 37 – 65.
- [13] **Rapport de OMS**, Santé Publique et Environnement. Organisation Mondiale de la Santé, 20 Avenue Appia, CH-1211 Genève-27, Suisse, (2010).
- [14] **M. MACOCH**, Impact de l'arsenic inorganique sur la physiologie in vitro des cellules dendritiques humaines. Thèse de l'Université de Rennes 1, France, (2013).
- [15] **T. NAKAZATO, H. TAO, T. TANIGUCHI, K. ISSHIKI**, Determination of arsenite, arsenate, and monomethylarsonic acid in seawater by ion-exclusion chromatography combined with inductively coupled plasma mass spectrometry using reaction cell and hydride generation techniques. *Talanta*, 58 (1) (2002) 121 – 132.
- [16] **P. L. SMEDLEY, J. KNUDSEN, D. MAIGA**, Arsenic in groundwater from mineralised Proterozoic basement rocks of Burkina Faso. *Applied Geochemistry*, 22 (2007) 1074 – 1092.
- [17] **C. Fillol et F. Dor**, Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic. Mesures urinaires. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; <http://www.invs.sante.fr>. (2012).
- [18] **V. LENOBLE, C. LACLAUTRE, V. DELUCHAT, B. SERPAUD, J.C. BOLLINGER**, Arsenic removal by adsorption on iron (III) phosphate, *Journal of Hazardous Materials*, 123 (2005) 262 – 268.
- [19] **A. AUSTRUY**, Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance à l'arsenic chez les plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle. Thèse de l'Université Blaise Pascal, France, (2012).
- [20] **M. QUEMENEUR**, Les processus biogéochimiques impliqués dans la mobilité de l'arsenic : Recherche de bioindicateurs. Thèse de l'Université Henri Poincaré, Nancy I, France (2008).
- [21] **M. J. KIM, J. NRIAGU, R.S. SLETTER**, Arsenic behavior in newly drilled wells. *Chemosphere*. 52(3) (2003) 623 – 633.
- [22] **S. J. HUG, L. CANONICA, M. WEGELIN, D. GECHTER, U. GUNTEN**, Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. *Environ. Sci. Technol.*, 35(10) (2001) 2114–2121.

- [23] **S. J. DE JONG. AND A. KIKIETTA**, Une particularité bien localisée, heureusement présence d'arsenic en concentration toxique dans un village près de Mogtedo (Haute-Volta). Bulletin de Liaison du Comité Interafricain d'Etudes Hydrauliques, vol. 44 (1981).
- [24] **COWI**, Etude approfondie dans 8 villages de la région Nord ayant des forages à taux d'arsenic élevés(ed.). COWI Engineering A/S, 2005 City.
- [25] **J. F. RIVERA ZAMBRANO**, Développement d'un procédé d'élimination de l'arsenic en milieu aqueux, associant électrocatalyse et filtration. Thèse de l'Université de Grenoble, France, (2012).
- [26] **I. T. SOMÉ, A. K. SAKIRA, M. OUÉDRAOGO, T. OUÉDRAOGO, A. TRAORÉ, B. SONDO, P. GUISSOU**, Arsenic levels in tube-wells water, food, residents' urine and the prevalence of skin lesions in Yatenga province, Burkina Faso. *Interdisciplinary toxicology*, 5(1) (2012) 38 – 41.
- [27] **M. ARIAS, M.T. BARRAL, J.C. MEJUTO**, Enhancement of copper and cadmium adsorption on kaolin by the presence of humic acids. *Chemosphere* 48 (2002) 1081 – 1088.
- [28] **P. MONDAL, C. B. MAJUMDER, B. MOHANTY**, Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: recent developments. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1) (2006) 464 – 479.
- [29] **T. DESCHAMPS, M. BENZAAZOUA, B. BUSSIÈRE, T. BELEM ET M. MBONIMPA**, Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *La revue en sciences de l'environnement*, 7 (2006).
- [30] **A. MANCEAU, M.A. MARCUS, N. TAMURA**, Quantitative Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments by synchrotron X-ray Techniques. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 49 (2002) 341 – 428.
- [31] **N. ETTLILI**, Procédé d'adsorption avec régénération électrochimique pour la capture du dioxyde de carbone en post-combustion. Thèse de l'Institut national polytechnique de Lorraine, France (2008).
- [32] **Dossier n° 710.149. Rapport commandité par la SODIM Février**, Evaluation d'un procédé de coagulation-floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles, Rapport final (2008).
- [33] **J. GREGOR**, Arsenic removal during conventional aluminium-based drinking-water treatment, *Water Res.*, 35 (2001) 1659 – 1664.

- [34] **G. T. Lobna**, Rôle de la matière organique sur le devenir des polluants métalliques. Cas de la fertirrigation d'un sol en climat méditerranéen. Thèse de l'Université du Sud Toulon-Var, France (2008).
- [35] **M. CHIKHI**, Etude de la complexation des cations métalliques en vue de leur séparation par un procédé membranaire. Thèse de l'Université de Mentouri de Constantine, Algérie (2008).
- [36] **V. K. GUPTA, SUHAS**, Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review. *Journal of Environmental Management*, 90 (2009) 2313 – 2342.
- [37] **N. R. NICOMEL, K. LEUS, K. FOLENS, P. VAN DER VOORT AND G. DU LAING**, Technologies for Arsenic Removal from Water: Current Status and Future Perspectives. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13 (2016) 1 – 24.
- [38] **A. ROMDHANE**, Procédés de séparation membranaire pour la production en continu de nanocristaux de polysaccharides : approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'université de Grenoble, France, (2014).
- [39] **S. OUVRARD**, Couplage matériau/procédé d'adsorption pour l'élimination sélective d'arsenic présent en traces dans les eaux. Thèse de l'institut national polytechnique de Lorraine, France (2001).
- [40] **G. BOURGEON ET Y. GUNNELL**, *Etude et Gestion des Sols*, 12(2) (2005) 87 – 100.
- [41] **G. AUBERT**, Extrait des Actes et Comptes Rendus du V<sup>ème</sup> Congrès International de la Science du Sol, Léopoldville, 1 (1966) 103 – 118.
- [42] **W. SCHELLMANN**, Discussion of A critique of the Schellmann definition and classification of laterite by R.P. Bourman and C.D. Ollier (*Catena* 47, 117–131). *Catena* 52 (2003) 77 – 79.
- [43] **Z. P. B. BOHI**, Caractérisation des sols latéritiques utilisés en construction routière : le cas de la région de l'Agnéby (côte d'ivoire). Thèse de l'école nationale des ponts et chaussées, France (2008).
- [44] **P. MEUKAM**, Valorisation des briques de terre stabilisées en vue de l'isolation thermique de bâtiments. Thèse de l'Université de Yaoundé I, Camérout (2004).
- [45] **P. AUTRET**, latérite et graveleux latéritiques. Ingénieur NSM- Docteur-Ingénieur ENPC, chef de service des études et de recherches internationales. Laboratoire centrale des ponts et chaussées, France (1983).
- [46] **T. BADIANE et R. LANKOUANDE**, Contribution à l'élaboration d'un guide de terrassement routier pour le Sénégal. Projet de fin d'études en vue

- de l'obtention du diplôme d'ingénieur de conception. École supérieure polytechnique centre de Thiès, Sénégal (2008).
- [47] **R. MATGTEN**, Compte rendu des chercheurs sur les latérites (1964).
- [48] **M. FALL**, Note sur les matériaux latéritiques et quelques résultats sur les latérites du Sénégal. Extrait Thèse de Doctorat INPL Nancy, France (1993).
- [49] **B. SORGHO**, Caractérisation et valorisation de quelques argiles du Burkina Faso : application au traitement des eaux et aux géomatériaux de construction. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso (2013).
- [50] **Y. MILLOGO**, Etude géotechnique, chimique et minéralogique de matières premières argileuse et latéritique du Burkina Faso améliorées aux liants hydrauliques : Application au génie civil (bâtiment et route). Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso (2008).
- [51] **O. LAROCHE**, (2011) : Revégétalisation de sites miniers et valorisation de boues de stations d'épuration : cas de la Nouvelle-Calédonie. Mémoire du Centre universitaire de formation en environnement de Sherbrooke, Canada.
- [52] **L. LEPLUART**, Nanocomposites Epoxyde/amine/montmorillonite : Rôle des interactions sur la formation, la morphologie aux différents niveaux d'échelle et les propriétés mécaniques des réseaux. Thèse de doctorat de l'Institut de Lyon, France (2002).
- [53] **A. BENCHABANE**, Etude du comportement rhéologique de mélanges argiles-polymères. Effets de l'ajout de polymères. Thèse de l'Université Louis Pasteur – Strasbourg I, France (2006).
- [54] **N. JOZJA**, Étude de matériaux argileux albanais : caractérisation multi-échelle d'une bentonite magnésienne. Impact de l'interaction avec le nitrate de plomb sur la perméabilité. Thèse de l'Université d'Orléans, France (2003).
- [55] **L. ZERBO**, Transformations thermiques et réorganisation structurale d'une argile du Burkina Faso. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso (2009).
- [56] **F. Z. AZZOUZ**, Contribution à l'étude de la stabilisation chimique de quelques argiles gonflantes de la région de Tlemcen ; mémoire de magister; Université Abou Bekr Belkaid, Algérie (2006).
- [57] **J. WAKIM**, Influence des solutions aqueuses sur le comportement mécanique des roches argileuses. Thèse de l'école des mines de Paris, France (2005).
- [58] **A. TALIDI**, : étude de l'élimination du chrome et du bleu de méthylène en milieux aqueux par adsorption sur la pyrophyllite traitée et non traitée. Thèse

- de l'Université Mohammed V – Agdal. Faculté des sciences de Rabat, Maroc (2006).
- [59] **C. K. DIAWARA, H. ESSI-TOME, A. LHASSANI, M. PONTIE, H. BUISSON**, Filtrations membranaires et qualité de l'eau de boisson en Afrique : cas du fluor au Sénégal (2004).
- [60] **A.M. KADAM, P.D. PRAVIN, G.H. OZA, H.S. SHANKAR**, Treatment of municipal wastewater using laterite-based constructed soil filter. *Ecol. Eng.*, 35(7) (2009), 1051 – 1061.
- [61] **A. MAITI, S. DASGUSPTA, J.K. BASU, S.DE**, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Separation and Purification Technology*, 55 (2007) 350 – 359.
- [62] **S. K. MAJI A. PAL, T. PAL, A. ADAK**, Adsorption thermodynamics of arsenic on laterite soil. *J. Surface Sci Technol.* 22 (3) (2007) 161-176.
- [63] **P.D. NEMADE, A.M. KADAM, H.S. SHANKAR**, Removal of iron, arsenic and coliform bacteria from water by novel constructed soil filter system. *Ecological Engineering*, 35 (2009), 1152 – 1157.
- [64] **V. LENOBLE, O. BOURAS, V. DELUCHAT, B. SERPAUD, AND J.C. BOLLINGER**, Arsenic Adsorption onto Pillared Clays and Iron Oxides. *Journal of Colloid and Interface Science*, 255 (2002) 52 – 58.
- [65] **C. LUENGO, V. PUCCIA, M. AVENA**, Arsenate adsorption and desorption kinetics on a Fe(III)-modified montmorillonite. *Journal of Hazardous Materials*, 186 (2011) 1713 – 1719.
- [66] **G.P. KOFA, S. NDIKOUNGOU, G.J. KAYEM, R. KAMGA**, Adsorption of arsenic by natural pozzolan in a fixed bed: Determination of operating conditions and modelling. *Journal of Water Process Engineering* 6 (2015) 166 – 173.
- [67] **L. M. CAMACHO, R. R. PARRA, S. DENGGA**, Arsenic removal from groundwater by MnO<sub>2</sub>-modified natural clinoptilolite zeolite: Effects of pH and initial feed concentration. *Journal of Hazardous Materials*, 189 (2011) 286 – 293.
- [68] **Z. LI, J.S. JEAN, W.T. JIANG, P.H. CHANG, C.J. CHEN, L. LIAO**, Removal of arsenic from water using Fe-exchanged natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials*, 187 (2011) 318 – 323.
- [69] **P. D. KUHLMEIER**, Sorption and desorption of arsenic from sandy soils: Column studies. *Journal of Soil Contamination*, 6 (1) (1997) 21 – 36.
- [70] **G. T. SCHMIDT, N. VLASOVA, D. ZUZAAN, M. KERSTEN, B. DAUS**, Adsorption mechanism of arsenate by zirconyl-functionalized

- activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, 317 (2008) 228 – 234.
- [71] **M. L. PIERCE, C.B. MOORE**, Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Res.*, 16 (1982) 1247 – 1253.
- [72] **X. SUN, H.E. DONER**, Adsorption and oxidation of arsenite on goethite. *Soil Sci.* 163 (1998) 278 – 287.
- [73] **A. MAITI, J. K. BASU, S. DE**, Experimental and kinetic modeling of As(V) and As(III) adsorption on treated laterite using synthetic and contaminated groundwater: Effects of phosphate, silicate and carbonate ions. *Chem. Eng. J.*, 191 (2012) 1 – 12.
- [74] **V. LAPERCHE, F. BODÉANAN, M.C. DICTOR, P. BARANGER**, Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/RP-52066-FR, (2003).
- [75] **M. BISSEN, F. H. FRIMMEL**, Arsenic – a Review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 31(1) (2003), 9 – 18.
- [76] **M. DUC**, Contribution à l'étude des mécanismes de sorption aux interfaces solide-liquide : Application aux cas des apatites et des oxy-hydroxydes. Thèse de l'école centrale des arts et manufactures de Paris, France (2002).
- [77] **Y. GLOCHEUX, M. M. PASARÍN, A. B. ALBADARIN, S. J. ALLEN, AND G. M. WALKER**, Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product, *Chem. Eng. J.*, 228 (2013) 565 – 574.
- [78] **S. K. MAJI, A. PAL, AND T. PAL**, Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil, *J. Hazard. Mater.*, 151 (2008) 811 – 20.
- [79] **F. PARTEY, D. NORMAN, S. NDUR, AND R. NARTEY**, Arsenic sorption onto laterite iron concretions: temperature effect, *J. Colloid Interface Sci.*, 321 (2008) 493 – 500.
- [80] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, AND S. DE**, Batch and Column Study: Adsorption of Arsenate Using Untreated Laterite as Adsorbent, *Ind. Eng. Chem. Res.* 47 (2008) 1620 – 1629.
- [81] **P. D. NEMADE, A. M. KADAM, H. S. SHANKAR, AND W. BENGAL**, Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil, *J. Environ. Biol.*, 30 (2009) 499 – 504.

- [82] **Z. REN, G. ZHANG, J.P. CHEN**, Adsorptive removal of arsenic from water by an iron-zirconium binary oxide adsorbent. *Journal of Colloid and Interface Science*. 358(1) (2011) 230 – 237.
- [83] **Y. MILLOGO, K. TRAORÉ, R. OUEDRAOGO, K. KABORÉ, P. BLANCHART, J-H. THOMASSIN**, Geotechnical, mechanical, chemical and mineralogical characterization of a lateritic gravels of Sapouy (Burkina Faso) used in road construction, *Construction and Building Materials*. 22 (2008) 70 – 76.
- [84] **I. MARZOUK TRIFI**, Etude de l'élimination du chrome (VI) par adsorption sur l'alumine activée et par dialyse ionique croisée. Thèse de l'Université Paris-Est Creteil, France, (2012).
- [85] **Z. TEGUER**, Contribution à l'étude de la régénération du charbon granulaire activé par désorption par CO<sub>2</sub> supercritique. Mémoire de Magister de l'Université de Hassiba Benbouali, Algérie, (2007).
- [86] **R. ABDELBAKI**, Etude de l'adsorption de colorants organiques (rouge nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir du marc de café. Thèse de l'Université Mentouri Constantine, Algérie, (2010).
- [87] **N. GHERBI**, Etude expérimentale et identification du processus de rétention des cations métalliques par des matériaux naturels. Thèse de l'Université Mentouri Constantine, Algérie, (2008).
- [88] **T. S. SINGH, K. K. PANT**, Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As(III) on activated alumina. *Separation and Purification Technology*, 36 (2004).139 – 147.
- [89] **M. MAHRAMANLIOGLU, I. KIZILCIKLI, I.O. BICER**, Adsorption of fluoride from aqueous solution by acid treated spent bleaching earth. *Journal of Fluorine Chemistry*, 115 (2002) 41 – 47.
- [90] **N. AYAWEL, A. N. EBELEGI, AND D. WANKASI**, Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Hindawi Journal of Chemistry*, 2017 (2017) 1 – 11.
- [91] **K. KAABECHE**, Etude du transport de soluté réactif dans un milieu poreux chimiquement hétérogène. Thèse de l'Université de Mentouri de Constantine Algérie, (2012).
- [92] **C. DALLA COSTA**, Transferts d'un traceur en milieu poreux consolidé et en milieu poreux fissure expérimentations et modélisations. Thèse de l'Université Joseph Fourier Grenoble 1, France, (2007).

- [93] **S. KUNDU, A.K. GUPTA**, Analysis and modeling of fixed bed column operations on As(V) removal by adsorption onto iron oxide-coated cement (IOCC). *Journal of Colloid and Interface Science* 290 (2005) 52 – 60.

*Chapitre I : Aperçu bibliographique sur l'arsenic, les matières premières latéritiques et les méthodes de dépollution des eaux contaminées en arsenic*

---

# Chapitre II : Techniques et méthodes expérimentales

## 1 Introduction

Dans ce chapitre sont présentées les méthodes d'analyses physico-chimiques des eaux en vue d'en déterminer la qualité générale.

Les différentes méthodes de caractérisation des latérites sont aussi décrites. Ces méthodes de caractérisation sont la granulométrie, la diffraction des rayons X, la spectrométrie infrarouge, la microscopie électronique à balayage, la spectrométrie d'émission atomique à source de plasma à couplage inductif (ICP-AES).

Ce chapitre présente aussi la description des différentes techniques expérimentales mises en œuvre pour l'étude de l'adsorption de l'arsenic (III, V) en batch et en colonne par percolation sur les latérites.

## 2 Méthodes physico-chimiques des caractérisations des eaux

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération assez délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

### 2.1 Mesures *in situ*

Cinq paramètres physico-chimiques ont été mesurés *in situ*. Ces paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* sont : la température (T°C), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous et le potentiel redox (Eh). Au total, quatre forages ont fait l'objet de cette caractérisation (deux forages du village de Tanlili et deux forages du village de Lilgomdé).

Le **tableau II.1** résume l'ensemble des paramètres et éléments analysés ainsi que les méthodes utilisées.

**Tableau II. 1** : Paramètres et méthodes analytiques utilisées pour l'analyse des eaux *in situ*

Paramètres	Unités	Matériel et méthodes
pH	/	pH-mètre portatif 826 de marque metrohm et mesure <i>in situ</i>
Température (T)	°C	
Conductivité Electrique (CE)	µS/cm	un conductimètre portatif Phenomenal CO 3000 H et mesure <i>in situ</i>
Potentiel redox (Eh)	mV	un stylo portatif ORP 15 et mesure <i>in situ</i>
Oxygène dissous (O)	%	oxymètre portable D200 et mesure <i>in situ</i>

## 2.2 Analyses au laboratoire

Pour les analyses au laboratoire, les échantillons d'eau ont été prélevés et mis dans des bouteilles en polyéthylène basse densité de capacité 1 litre, préalablement lavées à l'acide nitrique puis à l'eau distillée. Sur le terrain, avant le remplissage des bouteilles, celles-ci ont été lavées trois fois avec l'eau à prélever. Le remplissage des bouteilles a été fait à ras bord puis le bouchon vissé afin d'éviter tout échange gazeux avec l'atmosphère. Les échantillons d'eau ont été ensuite transportés dans une glacière à 4 °C au laboratoire pour une analyse chimique ultérieure. Deux bouteilles séparées ont été prélevées. Le premier flacon a été acidifié avec HNO<sub>3</sub> (0,1% v/v, Merck) pour l'analyse des cations majeurs et le second non acidifié pour l'analyse des anions.

Il est évident que le chimisme des eaux souterraines dépend, principalement, de la composition lithologique des couches traversées et du temps de séjour des eaux. Cette interaction influe sur la teneur des éléments majeurs (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> etc.). Les concentrations de ces éléments naturels sont conditionnées par divers facteurs tels que les paramètres climatiques, l'activité anthropique, les échanges entre aquifères et eaux de surface [1].

Le **tableau II.2** résume l'ensemble des paramètres analysés au laboratoire ainsi que les méthodes utilisées.

**Tableau II. 2 :** Paramètres et méthodes utilisées pour les analyses au laboratoire

Paramètres	Unités	Matériel et méthodes
TH	°F	Dosage complexométrie à l'aide de l'EDTA à pH 10 en utilisant le NET (Noir Eriochrome T) comme indicateur.
Ca <sup>2+</sup>	mg/L	Dosage complexométrie à l'aide de l'EDTA à pH 12 en utilisant le PATTON et REEDER comme indicateur.
Al, As, Cu, K, Mn, Na, Ba, Fe	mg/L	Filtration sur membrane en nylon de seuil de rétention 0,45µm et dosage par ICP- AES- IRIS Intrepid II XSP
TA ou TAC	mg/L de CaCO <sub>3</sub>	Dosage à l'aide d'acide sulfurique à 0,02 N
Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Spectrophotomètre (Hach Lange DR 3800)

La dureté ou titre hydrotimétrique (TH) s'exprime généralement en degré français (°F) et est défini par la **relation II.1**:

$$\text{TH} = 10000 ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]) \quad \text{Relation II.1}$$

$$1^\circ\text{F} = 10 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

Pour déterminer la dureté magnésienne, on retranche de la valeur de la dureté totale la dureté calcique.

#### **Détermination du TA et du TAC par volumétrie**

L'alcalinité d'une eau correspond à la teneur de celle-ci en bicarbonate (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), en carbonate (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) et en hydroxyde (OH<sup>-</sup>).

- Le TA permet de connaître la teneur de l'eau en carbonate et bases fortes présentes dans l'eau. Il s'exprime en degré français °F ou en concentration de CaCO<sub>3</sub> exprimée en mg/L.
- Le TAC est la grandeur utilisée pour mesurer le taux en hydroxyde, carbonate et bicarbonate. Son unité est aussi le degré français °F ou en concentration de CaCO<sub>3</sub> exprimée en mg/L.

La méthode pH-métrique est utilisée pour la détermination du TA ou TAC. 100 mL d'échantillon d'eau sont introduits dans un bécher où plonge une électrode de pH. Le titrage se fait avec une solution d'acide sulfurique (0,02 N)

et les volumes d'acide versés pour lesquels le pH prend les valeurs 8,3 (pour le TA) et 4,5 (pour le TAC) sont relevés. Ces valeurs nous permettent d'accéder à la concentration en bases  $C_B$  de l'échantillon. L'indice de Ryznar, un indice de stabilité, est défini par la **relation II.2**.

$$\text{IRz} = 2 \times \text{pH}_s - \text{pH}_{\text{réel}} \quad \text{Relation II.2}$$

$\text{pH}_s$  et  $\text{pH}_{\text{réel}}$  sont les pH de saturation et mesuré *in situ* respectivement. Le pH de saturation est déterminé en mélangeant 250 ml de l'échantillon avec 2 g de  $\text{CaCO}_3$ . Le mélange est mis sous agitation pendant 24 heures, et laissé au repos pendant 6 heures. Le surnageant est recueilli pour la mesure du pH.

Pour le dosage des ions sulfate, nitrate et phosphate, nous avons utilisé des kits spécifiques à chaque ion.

- ✓ Pour les ions sulfates, un kit de réactif SulfaVer 4 en sachet de poudre, 2 – 70 mg/L,  $\text{SO}_4^{2-}$ .
- ✓ Pour les ions nitrate, un kit de réactif NitraVer 5 en sachet de poudre, 0,1 – 10 mg/L,  $\text{NO}_3\text{-N}$
- ✓ Pour les ions phosphate, un kit de Réactif PhosVer 3 en sachets de poudre, 0,02 – 2,50mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ .

### 3 Caractérisation des latérites

#### 3.1 Caractérisation physico-chimique

Les latérites échantillonnées ont été broyées grossièrement avec un broyeur à rouleaux pour ensuite séparer les différentes fractions par tamisage. Les tamis ont été superposés de manière croissante en fonction du diamètre. Les différents tamis utilisés nous ont permis de récupérer les fractions granulométriques suivantes : 0,105 – 0,297 mm, 0,297 – 0,354 mm, 0,354 – 0,595 mm, 0,595 – 0,71 mm, 0,71 – 1,19 mm, 1,19 – 2 mm, et 2 – 2,38 mm. Parmi ces granulométries, la plus fine (granulométrie supérieure ou égale à 0,297 mm) a été séchée à 105 °C pendant 24 heures et utilisée pour les différentes caractérisations physico- chimiques.

##### 3.1.1 La densité

La densité d'un matériau est une de ses propriétés fondamentales. Elle est un paramètre physique qui permet d'estimer la composition minéralogique des matières premières à partir des données de la littérature. En effet, elle permet de savoir quelle espèce minérale prédomine dans un matériau [2-3]. Elle est le rapport entre la masse de l'échantillon sur la masse du même volume de solvant utilisé.

La détermination de la densité est réalisée à l'aide d'un pycnomètre à eau préalablement bien nettoyé et essuyé de masse à vide  $m_1$ . Ce pycnomètre est rempli jusqu'au repère avec de l'eau déminéralisée et la masse de l'ensemble du pycnomètre rempli d'eau est notée  $m_2$ . Une quantité de latérite (environ 5 g) est introduite dans le pycnomètre, l'ensemble est noté  $m_3$ . Le volume du pycnomètre contenant la poudre de latérite est complété avec de l'eau déminéralisée jusqu'au repère en ajustant à l'aide d'une pipette pasteur. L'ensemble est pesé et correspond à la masse  $m_4$ .

La **relation II.3** permet d'accéder à la valeur de la densité.

$$d_{\text{poudre}} = \frac{(m_3 - m_1)}{(m_2 - m_3) + (m_1 - m_4)} \quad \text{Relation II.3}$$

Avec :

$m_1$  (g) : masse du pycnomètre à vide,

$m_2$  (g) : masse du pycnomètre rempli d'eau distillée,

$m_3$  (g) : masse du pycnomètre avec une certaine quantité de matériau,

$m_4$  (g) : masse du pycnomètre avec la même quantité de matériau et remplie avec de l'eau distillée.

### **3.1.2 Le taux d'humidité**

L'humidité d'une matière première représente la quantité d'eau libre « dit eau d'imbibition » qu'elle contient [4]. Le principe de la détermination du taux d'humidité consiste à sécher à l'étuve, à une température de 105 °C, une masse bien connue de matière. Le taux d'humidité donne des informations sur l'état d'hydratation de l'échantillon.

La **relation II.4** suivante permet d'évaluer le taux d'humidité.

$$\text{TH (\%)} = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \quad \text{Relation II.4}$$

Avec :

TH (%) : taux d'humidité en pourcentage,

$m_1$  (g) : masse de l'échantillon à la température ambiante avant le séchage à 105 °C,

$m_2$  (g) : masse de l'échantillon porté à 105 °C pendant 24 heures.

### **3.1.3 La perte au feu (PF)**

Une matière dépourvue d'humidité et chauffée à une haute température de 1000 °C subit des pertes de masses successives qui peuvent s'expliquer essentiellement par :

- l'élimination d'eau de constitution (départ des hydroxyles) ;
- les modifications structurales et la décomposition des carbonates et des matières organiques.

La **relation II.5** donne la perte au feu en pourcentage.

$$\text{PF (\%)} = \frac{m_2 - m_3}{m_2} \times 100 \qquad \text{Relation II.5}$$

Avec :

PF (%) : perte au feu en pourcentage,

$m_2$  (g) : masse de l'échantillon étuvé à 105 °C,

$m_3$  (g) : masse de l'échantillon après la cuisson à 1000 °C pendant 2 heures.

### **3.1.4 La granulométrie par tamisage**

L'analyse de la granulométrie permet de classer les poudres en fonction de la taille de leurs particules. Le tamisage est la séparation de particules solides d'après leurs diamètres, grâce à un jeu de tamis.

Pour une analyse granulométrique d'une poudre, on superpose un certain nombre de tamis dont les dimensions des mailles vont décroissantes (du tamis supérieur ayant les mailles les plus larges aux tamis inférieurs ayant les mailles les plus étroites). L'ensemble est agité pendant quelques minutes. A la fin de l'opération, la fraction de poudre qui se trouve sur chaque tamis (refus) est pesée, les résultats sont portés sur un graphique. L'examen de la courbe obtenue (ou histogramme de répartition) permet de recueillir les renseignements sur la répartition granulométrique et l'homogénéité des différentes particules d'une poudre.

Comme mode opératoire, nous avons adopté le protocole suivant : une masse bien précise de chaque échantillon a été pesée et placée dans le tamis supérieur (six tamis de 200 mm de diamètre, de différentes tailles de mailles choisies en fonction de classes à obtenir). Après avoir placé l'échantillon dans le tamis supérieur, nous avons fermé le couvercle et nous avons mis le vibreur en marche pendant 10 minutes. Nous avons récupéré la poudre dans des bacs et nettoyé chaque face des tamis (supérieure et inférieure) à l'aide d'un pinceau, et

incorporé les résidus dans chaque classe granulométrique correspondante. Ensuite, nous avons pesé les quantités de granulats retenues dans chaque tamis.

### **3.1.5 La surface spécifique ( $S_s$ )**

La surface spécifique des matières premières comme les argiles et les latérites est composée de la surface externe comprise entre les particules et la surface interne correspondant aux espaces interfoliaires. L'augmentation de la surface spécifique donne un pouvoir de gonflement plus important et par conséquent un potentiel de gonflement plus élevé [5]. La surface spécifique d'une poudre donnée est dépendante de la méthode de mesure. Les méthodes de mesure de la surface spécifique peuvent être groupées en deux catégories principales :

- l'adsorption de gaz, qui mesure la surface spécifique externe des particules par l'adsorption des molécules simples, tels que l'azote ( $N_2$ ) à basses températures (la méthode BET) ou la vapeur d'eau ;
- l'adsorption des molécules, qui mesure la surface spécifique totale des particules par l'adsorption des liquides polaires, tels que l'éthylène glycol (EG), l'éthylène glycol mono éthylique éther (EGME), le bleu de méthylène (BM) et plusieurs autres.

#### **A. La surface spécifique par adsorption d'azote**

La surface spécifique est définie comme étant l'aire massique d'un échantillon. Il s'agit de la surface totale développée par un matériau par unité de masse [6]. La surface spécifique demeure un paramètre d'influence en ce qui concerne les phénomènes de surface. Dans cette méthode, la surface spécifique est déterminée à partir de relations entre la pression appliquée et le volume d'un gaz forcé à pénétrer à travers l'échantillon, selon la théorie d'adsorption de gaz de Brunauer, Emmett, et Teller (BET).

##### **A.1 Principe**

L'adsorption physique d'un gaz sur un solide est en général destinée à fournir des informations sur la surface spécifique et sur la structure poreuse du solide. Pour un système particulier et à une température donnée, l'isotherme d'adsorption est l'expression de la quantité adsorbée en fonction de la pression (**Relation II.6**).

$$v = f\left(\frac{P}{P_0}\right)t, \text{ gaz, solide} \qquad \text{Relation II.6}$$

Cette technique de Brunauer, Emmet et Teller (méthode BET) est très connue et largement utilisée pour la caractérisation texturale des matériaux

catalytiques, des adsorbants, etc. Il s'agit de l'adsorption physique de gaz à une température proche de sa condensation, ce qui permet d'obtenir une information sur la surface spécifique du matériau [7]. L'équation classique (**Relation II.7**) de ces mesures est la suivante :

$$\frac{P}{V_{ads}(P - P_0)} = \frac{1}{V_m C} + \frac{C-1}{V_m C} \times \frac{P}{P_0} \quad \text{Relation II.7}$$

Avec :

P (bar) : la pression partielle du gaz qui s'adsorbe,

P<sub>0</sub> (bar) : pression de vapeur du gaz à la température d'adsorption,

V<sub>m</sub> (cm<sup>3</sup>) : le volume du gaz adsorbé quand il y a la monocouche,

C : la constante qui dépend de la température de condensation et de l'adsorption du gaz

V<sub>ads</sub> (cm<sup>3</sup>) : le volume de gaz adsorbé à la pression P.

Si on a les données qui correspondent à la formation initiale de la monocouche, la courbe de  $\frac{P}{V_{ads}(P - P_0)}$  en fonction  $\frac{P}{P_0}$  donnera une droite (selon la **Relation II.7**). On obtiendra ainsi les valeurs de C et V<sub>m</sub> avec respectivement la pente ( $\alpha$ ) et l'ordonnée à l'origine ( $\beta$ ). Lorsque le volume de la monocouche est connu, la surface spécifique est donnée par la relation **II.8** [8].

$$S_{BET} = N_A \times \sigma \times \frac{V_m}{V} \quad \text{Relation II.8}$$

Avec :

S<sub>BET</sub> (m<sup>2</sup>/g) : la surface spécifique par adsorption d'azote,

N<sub>A</sub> (mol<sup>-1</sup>) : le nombre d'Avogadro,

σ (Å<sup>2</sup>) : l'aire occupée par une molécule d'adsorbat

V<sub>m</sub> (cm<sup>3</sup>/mol) : le volume occupé par une mole de vapeur

V (cm<sup>3</sup>/mol) : le volume molaire du gaz.

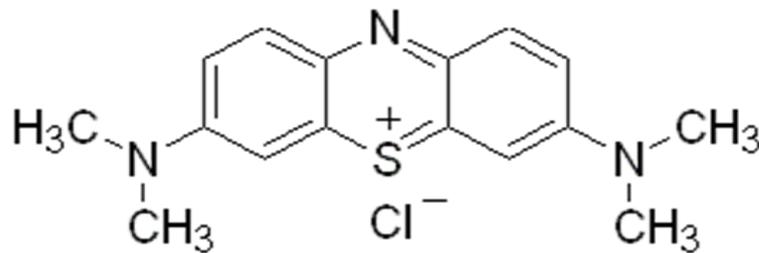
### **A.2 Mode opératoire**

Pour la mesure de la surface spécifique, l'échantillon a été prétraité. Ce prétraitement a consisté en un dégazage et une déshydratation à 200 °C de la latérite pendant 24 heures afin d'évacuer tous les gaz préalablement adsorbés. Le gaz sonde employé lors de notre étude est l'azote. Une isotherme d'adsorption et de désorption de N<sub>2</sub> est obtenue. Les mesures sont réalisées à 77 K, température d'ébullition de l'azote. L'aire spécifique et le volume total de pores des différents

matériaux ont été estimés à partir des isothermes d'adsorption/désorption de N<sub>2</sub> à la température d'ébullition de l'azote liquide (77 K). La valeur de la surface spécifique de chaque matériau a été déterminée avec un appareil de marque Bel Sorp-max/Bel Japan.Inc piloté par un logiciel Bel Japan. Inc.

### **B La surface spécifique par la méthode au bleu de méthylène**

Le bleu de méthylène (ou chlorure de méthylthioninium) est un composé organique dont le nom officiel est 3,7-bis-(diméthylamino) phenazathionium et sa formule chimique est C<sub>16</sub>H<sub>18</sub>ClN<sub>3</sub>S. Il est employé pour déterminer la surface spécifique des minéraux argileux depuis des décennies (**Figure II.1**).



**Figure II. 1** : Structure chimique de la molécule de bleu de méthylène

#### **B.1 Principe**

Il consiste à déterminer la capacité d'adsorption ionique d'un sol (matières premières argileuses, latéritiques, etc.) en mesurant la quantité de colorant de bleu de méthylène nécessaire pour recouvrir la surface totale, externe et interne, de toutes les particules de matière présentes dans la solution à étudier par une monocouche de bleu de méthylène. On appelle cette quantité, la valeur au bleu, notée VB et exprimée en grammes de bleu par grammes de sol, tel que décrit par la **relation II.9**.

$$VB = \frac{V_{BM}}{m_{sol}} \quad (\text{cm}^3/\text{g}) \quad \text{Relation II.9}$$

Avec :

VB : la valeur au bleu,

V<sub>BM</sub> : la quantité de bleu de méthylène adsorbé (cm<sup>3</sup>),

m<sub>sol</sub> : la masse sol sec de la prise d'essai (g).

Le principe de cette méthode repose sur la base d'échanges ioniques ayant lieu entre les cations des matières premières latéritiques facilement échangeables et les cations de bleu de méthylène libérés lors de sa dissolution dans l'eau. Les particules latéritiques ayant une grande surface spécifique ainsi qu'une capacité

d'échange ionique importante, la présence de minéraux latéritiques pourra être mise en évidence par l'emploi de bleu de méthylène [9].

### **B.2 Mode opératoire**

Pour cette méthode, nous avons utilisé le protocole proposé par A. BOUKERROUI et M-S. OUALI [10]. Cette méthode consiste à mettre dans une quinzaine d'Erlenmeyers, successivement 20 mL d'une suspension de latérite de concentration massique de 2 g/L et une concentration variable de solution de bleu de méthylène (concentration en bleu de méthylène variant de 0,1 à 1,6 mmol/L). Les suspensions sont agitées à température ambiante environ une heure. Elles sont ensuite centrifugées pendant 20 minutes à l'aide d'une centrifugeuse de marque labofuge 200/Heraeus, SPATECH réglée à une vitesse de 1600 rpm. Le surnageant est recueilli et analysé par colorimétrie à l'aide d'un spectromètre UV-visible de marque SHIMADZU/UV mini 1240 à une longueur d'onde de 665 nm. Les quantités de bleu de méthylène adsorbées au point de floculation optimum (PFO) sont rapportées à 100 g de matériau sec. Ce point de floculation optimum (PFO) se définit comme étant le point où la courbe de l'isotherme d'adsorption du bleu de méthylène cesse d'être linéaire. Cette méthode permet de calculer la CEC et la surface spécifique ( $S_s$ ) [10 -12].

La surface spécifique ( $S_s$ ) est déterminée à partir de la **relation II.10**.

$$S_s = M_f \times A_m \times N \text{ (en m}^2\text{/g)} \quad \text{Relation II.10}$$

Avec :

$M_f$  (méq) : quantité en milliéquivalent de bleu de méthylène adsorbé par 100 g de matière sèche quand la surface est totalement couverte ; c'est le PFO,

$A_m$  : surface occupée par une molécule de bleu de méthylène =  $130 \text{ \AA}^2$ ,

$N$  : nombre d'Avogadro =  $6,02 \cdot 10^{23}$  atomes.mol<sup>-1</sup>.

$$S_s = 7,83 \times M_f \text{ (en m}^2\text{/g)} \quad \text{Relation II.11}$$

La quantité de bleu de méthylène adsorbé par 100 g de latérite quand la surface est totalement couverte ( $M_f$ ) correspond à la capacité d'échange cationique (CEC). Les isothermes d'adsorption permettent d'accéder à la capacité d'échange cationique (CEC) à travers le PFO.

### **3.1.6 La capacité d'échange cationique**

La détermination de la capacité d'échange cationique se heurte à deux problèmes majeurs :

Le pH auquel est effectué la mesure et le choix du cation à utiliser pour cette mesure. Concernant le pH de la suspension, trois possibilités présentant chacune des inconvénients, sont envisageables :

➤ le pH peut être fixé à une valeur arbitraire qui est généralement 7. Son abaissement ou son élévation nécessite l'introduction d'un acide ou d'une base dans la suspension. Le cation choisi comme témoin est alors mis en compétition plus ou moins poussée avec le cation de l'acide ou de la base. Le risque est donc d'engendrer une diminution de la quantité de cation témoin fixé, et de sous-estimer la capacité d'échange cationique.

➤ le pH est fixé à une valeur particulière correspondant soit au point de charge nulle, soit au point isoélectrique.

➤ le pH n'est pas imposé. La mesure est réalisée à pH non fixé. Ce dernier dépendra de la solution utilisée pour la mesure et du sol étudié (effet tampon pour chaque famille de sol). L'inconvénient est que le pH de la mesure peut ne pas être représentatif des pH rencontrés en milieux naturels, ni des pH utilisés pour des expériences ultérieures.

Le second point qui pose problème lors de la mesure de la capacité d'échange cationique est le choix du cation témoin. Une revue de la littérature montre que ce choix est très vaste et qu'un grand nombre de cations a déjà été proposé pour servir d'indicateur. Ces cations ont été utilisés sous forme non complexés tels que le calcium, le sodium, le potassium, le magnésium, le baryum, l'ammonium [13] mais également sous forme de complexes organiques, tels que l'acétate d'ammonium [14], l'argentthiourée, la cobaltihexamine [15], ou encore l'éthylènediamine de cuivre [16], ou les ions alkylammonium [17].

Les capacités d'échange cationiques mesurées sur un même échantillon avec différents cations témoins, peuvent varier de façon très significative [18]. Face aux différentes entraves liées à la détermination expérimentale, il apparaît donc important de relativiser la notion de capacité d'échange cationique, qui se révèle être une grandeur conditionnelle [19]. La capacité d'échange cationique est une quantité qui se mesure par saturation du sol par un premier type de cations, ensuite on le met en présence d'autres cations qui vont prendre la place des premiers. Selon le nombre des cations récupérés, on estime la valeur de la capacité d'échange cationique qui s'exprime en milliéquivalents par 100 g de sol (méq/100 g de latérite) [14].

Dans ce présent travail, nous avons déterminé la capacité d'échange cationique par la méthode de chlorure de cobaltihexamine ( $[\text{Co}(\text{NH}_3)_6]^{3+}$ ,  $3\text{Cl}^-$ ). Cette méthode est simple, rapide et très fiable car l'ion cobaltihexamine a un pouvoir très élevé de déplacement de l'ensemble des cations échangeables [20].

Nous avons adopté comme mode opératoire le protocole suivant : nous avons pesé 0,5 g d'échantillon de latérite dans 30 mL d'une solution de chlorure

de cobaltihexamine ( $[\text{Co}(\text{NH}_3)_6]^{3+}$ ,  $3\text{Cl}^-$ , Alfa Aesar) de concentration molaire égale à 0,05 mol/L. Le mélange est agité pendant 2 heures à la température ambiante, puis centrifugé à 1900 rpm pendant 1 heure. Le surnageant est recueilli et dosé par spectrométrie UV-visible de marque SHIMADZU/UV mini 1240 à la longueur d'onde de 475 nm. La **relation II.12** permet d'accéder à la capacité d'échange cationique (C.E.C).

$$\text{C. E. C} = \frac{(C_i - C_e) \times V}{m} \times 100 \qquad \text{Relation II.12}$$

Avec :

C.E.C : Capacité d'Echange Cationique en méq/100g

$C_i$  : Concentration initiale (0,05 mol/L)

$C_e$  : Concentration en équilibre (mol/L)

$m$  : Masse de l'échantillon (g)

$V$  : Volume de la solution (ml)

### ***3.1.7 Spectrométrie d'Emission Atomique à source de plasma à couplage inductif (ICP – AES)***

La spectrométrie d'émission atomique, utilisant la technique du plasma d'argon induit par des hautes fréquences (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry ICP-AES) comme source d'ionisation et d'excitation, a pour principale application l'analyse d'échantillons sous forme liquide. Le terme plasma désigne des gaz partiellement ionisés.

Un aérosol contenant l'échantillon dissous passe dans un plasma HF constitué d'argon partiellement ionisé à une température élevée (4500 à 6000 K). Des électrons des atomes présents dans l'aérosol sont excités par le plasma. Les longueurs d'onde du rayonnement émis au cours du retour à l'état fondamental sont caractéristiques des éléments présents. L'intensité de l'émission observée pour chaque longueur d'onde est directement proportionnelle à la quantité d'atomes de l'espèce impliquée. Un photomultiplicateur, placé dans le champ, traduit l'intensité lumineuse observée pour chaque longueur d'onde en un courant électrique d'intensité proportionnelle à la concentration en élément dosé [21].

Les concentrations en éléments présents dans l'échantillon à analyser sont donc déterminées à partir de courbes d'étalonnage réalisées quotidiennement avec des solutions de référence contenant les éléments à doser en quantités connues.

### A Principe

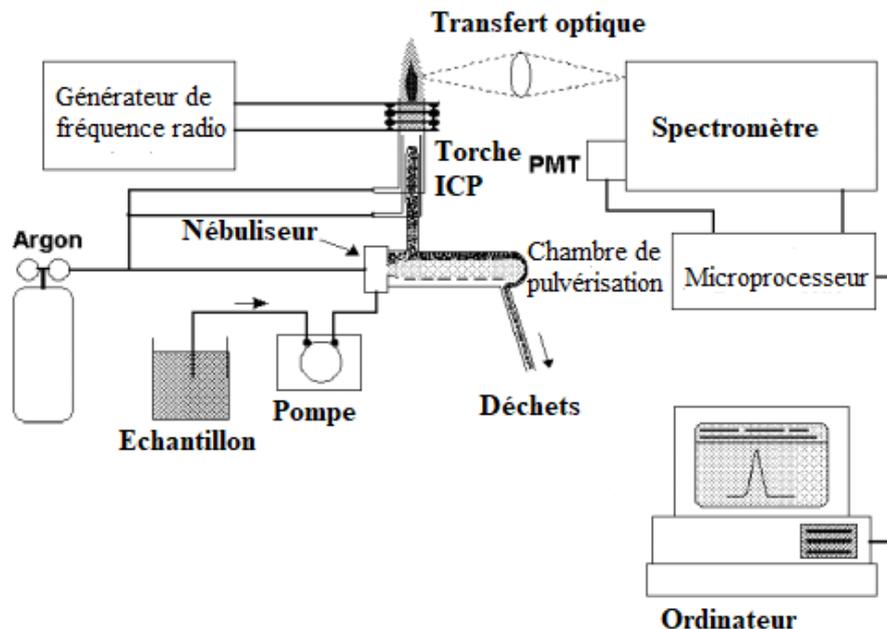
L'échantillon à doser est d'abord mis en solution, puis pompé et converti en un ensemble de très fines particules liquides dans un flux gazeux par nébulisation [21]. La solution est transformée en aérosol par injection d'argon ultra pur, elle est ensuite transformée vers la torche à plasma à l'extrémité de laquelle se trouve un générateur radio haute fréquence qui crée un champ magnétique. Les électrons excités entrent en collision avec l'aérosol provoquant une ionisation à 6000 K [22].

Le détecteur fournit des réponses linéaires pour des taux de concentrations de l'ordre du  $\mu\text{g/L}$  au  $\text{mg/L}$ . L'appareil piloté par un ordinateur, transforme les impulsions induites par les ions en concentrations grâce à des courbes de calibration qui ont été établies pour chaque élément avec des solutions synthétiques de concentrations connues.

Schématiquement une ICP – AES comprend quatre parties importantes :

- un système d'introduction d'échantillon qui permet d'amener l'échantillon au plasma ;
- une torche ;
- un générateur haute fréquence ;
- un système optique qui analyse le spectre émis.

La **figure II.12** illustre le principe d'une ICP-AES.



**Figure II. 2 :** Schéma de principe de l'ICP-AES [23]

### B Mode opératoire

L'analyse chimique élémentaire des échantillons a été faite par ICP à l'aide d'un ICP- AES-IRIS Intrepid II XSP. L'échantillon est mis en solution selon le protocole suivant : 250 mg de chaque échantillon préalablement séché à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures ont été pesés puis introduits dans un tube en téflon. A cela, nous avons ajouté 4 ml d'acide fluorhydrique (HF, 30%), 3 ml d'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 96%) et 3 ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub> 65%) ; le tout est placé dans le four à micro-onde de marque MILESTONE/START D Microware, qui est porté à 200 °C sous 30 bars. Celui-ci est programmé suivant le cycle thermique représenté à la **figure II.3**. Le protocole détaillé utilisé pour les analyses à l'ICP-AES a été illustré en annexe.

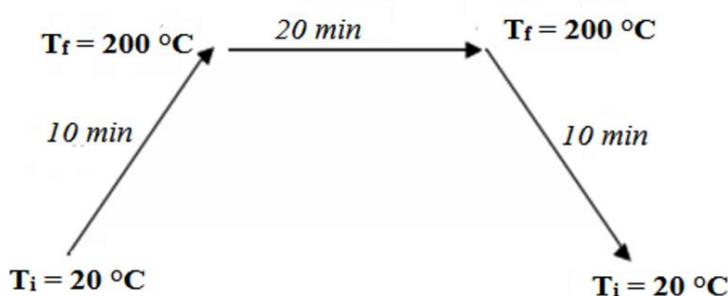


Figure II. 3 : Cycle thermique du four micro-onde

#### 3.1.8 Le carbone organique total sur solide

La détermination du carbone organique total (TOC) nous permet d'évaluer le taux de matière organique contenu dans les matériaux. La présence d'une quantité importante de carbone organique présage un taux important de matière organique.

L'analyseur de carbone utilisé au laboratoire est un appareil de la marque Shimadzu (TOC Shimadzu-VCSH) permettant l'analyse sur phases liquides et sur phases solides. La détermination du carbone total organique (TOC) s'effectue en deux étapes. L'analyseur permet de doser le carbone total (TC) et le carbone inorganique (IC), et par différence, le carbone organique total (TOC). Les gammes de mesure s'étendent de 0,1 à 30 mg de carbone en TC solide et de 0,1 à 20 mg en IC solide. Dans notre cas, la détermination du carbone organique total s'est faite sur des phases solides. Dans le cas de l'analyse sur solide, les mesures du carbone inorganique et du carbone total se font sur deux échantillons distincts.

Cette technique présente comme avantages un temps de réponse court ( $\pm 15$  minutes) ainsi qu'une utilisation minimale de réactifs et d'échantillons. La **relation II.13** permet d'accéder au carbone organique total.

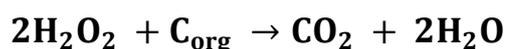
$$\% \text{TOC} = \% \text{TC} - \% \text{IC}$$

Relation II.13

### 3.1.9 La matière organique

Le terme matière organique regroupe une somme importante et hétérogène de substances et composés carbonés d'origine végétale et animale. La nature de la matière organique du sol est très complexe, principalement des composés humiques, des racines, des microorganismes. C'est pourquoi, il est plus juste de parler des matières organiques (MO). La matière organique amplifie grandement la capacité d'échange cationique du sol et elle retient les nutriments assimilables par les plantes. Ainsi, la matière organique est un réservoir de nutriments lentement assimilables.

L'action du peroxyde d'hydrogène permet de mettre en évidence la présence de la matière organique dans un échantillon. En effet, le peroxyde d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) élimine la matière organique selon la réaction exothermique de l'équation II.1:



Equation II.1

La présence de la matière organique se traduit donc par l'échauffement du bécher suivi d'apparition de bulles ( $\text{CO}_2$ ) dans la solution.

Pour quantifier la matière organique, nous avons procédé à un dosage des échantillons préalablement broyés (granulométrie supérieure ou égale à 0,297 mm). Les échantillons sont d'abord séchés à l'étuve à 105 °C pendant vingt-quatre (24) heures avant le dosage. Une prise d'essai de l'échantillon de masse  $m_1 = 10$  g a été introduite dans un bécher de 100 ml avec 12,50 ml d'eau oxygénée à 30 % (9 volumes). Le mélange a été chauffé doucement jusqu'à 60 °C et mélangé avec une baguette en verre jusqu'à la fin du dégagement gazeux, puis porté à l'ébullition pendant 15 minutes. L'ensemble bécher-mélange a été mis de nouveau dans l'étuve réglé à 105 °C pendant vingt-quatre (24) heures. La masse  $m_2$  de cet ensemble fut mise après son refroidissement dans un dessiccateur au gel de silice. Le taux de matière organique a été évalué en utilisant la Relation II.14 :

$$\text{MO} (\%) = \left( 1 + \frac{m_0 - m_2}{m_1} \right) \times 100$$

Relation II.14

Avec :

$m_0$  (g) : masse du bécher vide,

$m_1$  (g) : masse de prise d'essai,

$m_2$  (g) : masse de l'échantillon sans matière organique + bêche.

## 3.2 Caractérisations minéralogiques

### 3.2.1 Diffraction des rayons X (DRX)

La technique de diffraction des rayons X a pour but la détermination de l'état de cristallisation des matériaux et leur état d'amorphisation après traitement thermique. Le matériau à analyser est finement broyé et tamisé [24]. Cette méthode permet d'effectuer une analyse quantitative fiable si tous les composés de la poudre sont bien cristallisés.

#### *A Principe*

La diffractométrie de rayons X (DRX) est une technique d'analyse basée sur la diffraction des rayons X sur la matière.

Les rayons X, comme toutes les ondes électromagnétiques, provoquent un déplacement du nuage électronique par rapport au noyau dans les atomes. Ces oscillations induites provoquent une réémission d'ondes électromagnétiques de même fréquence ; ce phénomène est appelé diffusion Rayleigh. La longueur d'onde des rayons X étant de l'ordre de grandeur des distances interatomiques (quelques Å), les interférences des rayons diffusés vont être alternativement constructives ou destructives. Selon la direction de l'espace, on va donc avoir un flux important de photons X, ou au contraire très faible ; ces variations selon les directions forment le phénomène de diffraction X.

La méthode générale consiste à bombarder le matériau par un faisceau X de rayon monochromatique et parallèle à la longueur d'onde  $\lambda$ , produit par une anticathode de cuivre ou de cobalt et à mesurer l'angle par rapport au rayonnement incident des rayons X diffractés et l'intensité des rayonnements X diffractés au moyen d'un compteur de scintillation [4]. Les directions dans lesquelles les interférences sont constructives, appelées « pics de diffraction », peuvent être déterminées très simplement par la formule suivante, appelée loi de Bragg (**Relation II.15**).

$$2 \times d_{hkl} \times \sin \theta = n \times \lambda \qquad \text{Relation II.15}$$

Avec :

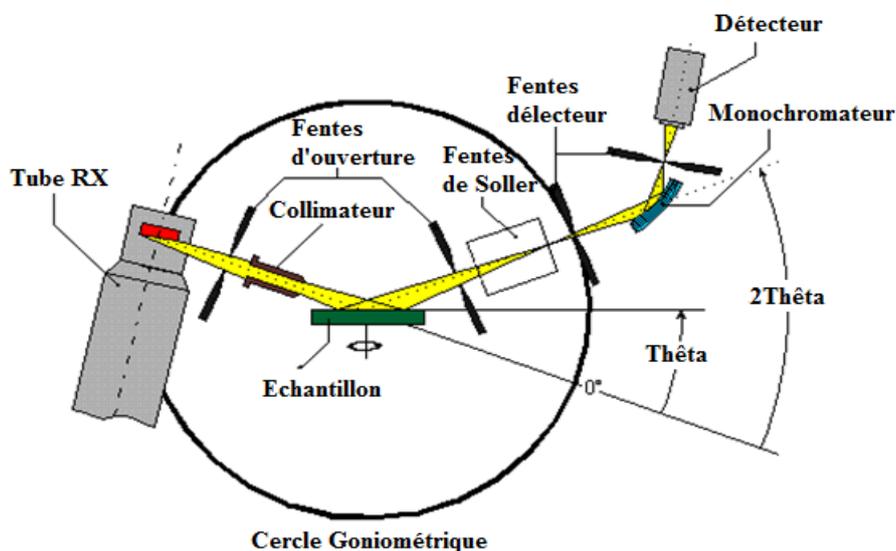
**d** : Distance interréticulaire hkl, c'est-à-dire la distance entre deux plans cristallographiques ;

**$\theta$**  : Angle d'incidence des Rayons X,

**n** : Ordre de réflexion (nombre entier),

**$\lambda$**  : Longueur d'onde des rayons X.

Le diffractomètre ci-dessous (**Figure II.4**) est constitué d'une source de rayon X, d'un monochromateur dissymétrique à lame de quartz pré-taillé et d'un détecteur courbe à localisation. La poudre est placée sur un porte échantillon de façon à former une surface la plus plane possible.



**Figure II. 4** : Schéma du principe de la diffraction des rayons X modifié selon Laurie PESANT [25]

### ***B Mode opératoire***

Les diffractogrammes des rayons X des poudres des latérites ont été obtenus à l'aide d'un montage Bragg-Brentano dans un diffractomètre de marque SIEMENS D5000 à monochromateur arrière en graphite, fonctionnant sous une tension de 40 kV et une intensité de 30 mA avec une anticathode en cobalt de longueur d'onde  $\alpha$  égale à 1,78897 Angstrom, piloté par un ordinateur muni d'un logiciel DIFFRAC AT version 2. Le temps d'acquisition est de soixante minutes. Avant la réalisation des diffractogrammes, des pastilles des poudres de latérites d'environ 0,5 cm d'épaisseur ont été obtenues en les compactant dans un moule à une pression de 90 kN à l'aide d'une presse.

### ***3.2.2 La spectrométrie infrarouge (FT-IR)***

La spectrométrie infrarouge est une technique d'analyse structurale fonctionnelle basée sur l'analyse vibrationnelle des liaisons. Elle permet de caractériser les fonctions chimiques présentes dans le matériau. Une molécule soumise à des radiations dans l'infrarouge peut absorber certaines d'entre elles à des longueurs d'onde qui correspondent aux fréquences de vibration des groupements chimiques qui la constituent. La mesure de l'intensité de lumière

absorbée à chaque longueur d'onde  $\lambda$  conduit à un spectre caractéristique du produit étudié [26].

### **A Principe**

L'absorption des infrarouges (IR) résulte du changement des états vibrationnel et rotationnel d'une liaison moléculaire. Elle permet de montrer la présence de groupements atomiques spécifiques dans une phase donnée. C'est donc un excellent moyen de détection des composés organiques et des structures minérales. La spectroscopie d'absorption infrarouge est donc une méthode physique rapide, économique et non destructive, couramment utilisée en analyse structurale [27]. Lorsque la longueur d'onde (l'énergie) apportée par le faisceau IR est voisine de l'énergie de vibration de la molécule, cette dernière va absorber le rayonnement et on enregistrera une diminution de l'intensité réfléchié ou transmise. Elle complète les résultats de l'analyse par diffraction des rayons X.

C'est en outre une technique quantitative, l'absorption infrarouge étant régie par la loi de Beer-Lambert (**Relation II.16**).

$$I = I_0 \times e^{(-\varepsilon \times d \times c)} \qquad \text{Relation II.16}$$

Avec :

I : Intensité de la radiation transmise ;

$I_0$  : Intensité de la radiation incidente ;

$\varepsilon$  : Coefficient d'extinction ;

C : Concentration de l'élément absorbant ;

d : Chemin optique (cm).

Un spectromètre FT-IR comporte essentiellement cinq parties (**Figure II.5**) :

- une source lumineuse ;
- un dispositif permettant de générer les interférences : l'interféromètre ;
- un compartiment échantillon qui permet d'accueillir plusieurs types d'accessoire (porte-échantillon) dépendant du mode de mesures utilisé (réflexion ou transmission) ;
- un détecteur ou capteur photosensible : le spectromètre FT-IR peut comporter un ou plusieurs détecteurs, pouvant être du type :
  - ✓ pyroélectrique (générant un courant proportionnel au différentiel de température entre les deux faces du détecteur) comme les détecteurs DTGS (Deuterated Tri-glycine Sulfate),

- ✓ photoélectrique (générant une différence de potentiel par l'absorption de photons) comme les détecteurs MCT (Mercure Cadmium Tellure) qui sont constitués d'un monocristal en alliage de mercure-cadmium-tellure déposé sur un support inerte.
- enfin, le convertisseur analogique numérique qui interroge le détecteur à des intervalles réguliers et transforme le signal analogique en un signal numérique manipulable par le système informatique.

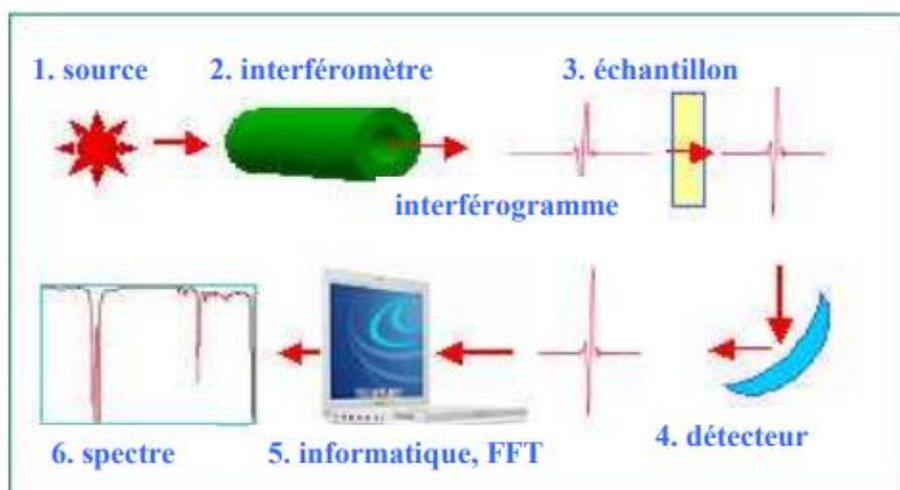


Figure II. 5 : Schéma de principe d'un spectromètre FT-IR [28]

### ***B Mode opératoire***

Les spectres IR ont été enregistrés dans le domaine allant de 400 à 4000  $\text{cm}^{-1}$  avec une résolution de 4  $\text{cm}^{-1}$  à l'aide d'un appareil de marque Shimadzu FTIR-8400S. Les pastilles ont été réalisées en mélangeant 5 mg de chaque échantillon avec 500 mg de bromure de potassium (KBr, Merck). Le mélange obtenu est soumis à une pression de dix tonnes. La pastille ainsi formée est analysée au spectrophotomètre.

### **3.3 Analyse thermogravimétrie et la calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC)**

L'Analyse thermique a pour objet la caractérisation des produits et matériaux, par l'étude de leurs propriétés ou changement d'état en fonction de la température ou du temps.

L'analyse thermogravimétrique (ATG) est une technique dans laquelle la variation de masse d'un échantillon est mesurée en fonction du temps ou de la température lorsque la température de l'échantillon change de façon contrôlée (dite aussi en mode programmée) dans une atmosphère déterminée.

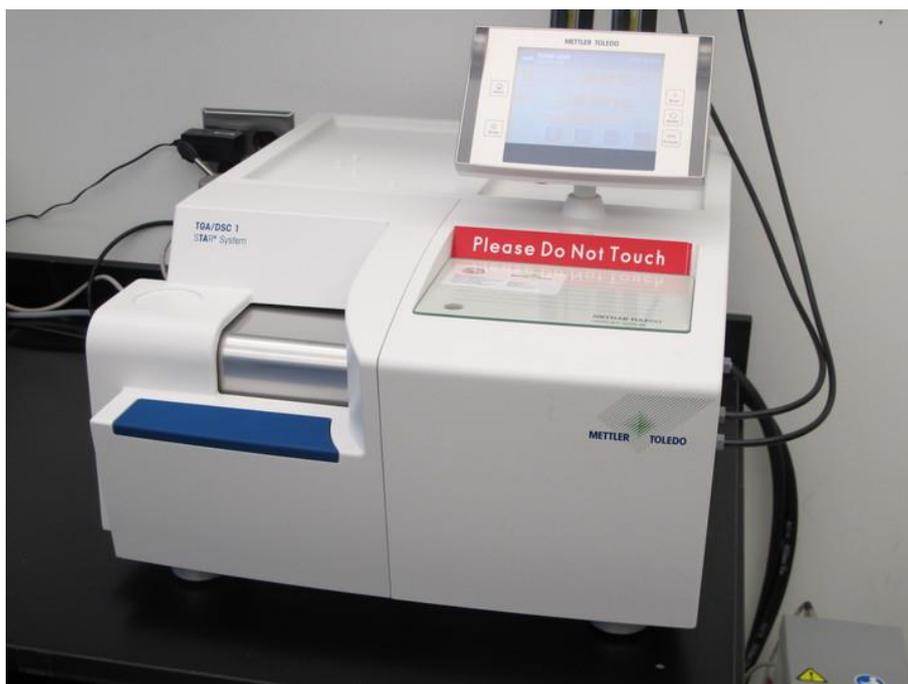
La calorimétrie différentielle à balaye (DSC) est une technique dans laquelle le flux de chaleur (puissance thermique) de l'échantillon et de la référence sont mesurés en fonction du temps ou de la température lorsque la température de cet ensemble est programmée dans une atmosphère contrôlée. En pratique, on mesure la différence de flux de chaleur entre un creuset contenant l'échantillon et un creuset de référence.

### **3.3.1 Principe**

Le principe de la méthode DSC (Differential Scanning calorimetry) consiste à chauffer dans une enceinte de température programmée un échantillon « actif » et un échantillon témoin, en général inerte, disposés symétriquement [20, 29]. Un dispositif à thermocouples mesure le flux de chaleur entre les deux échantillons (**Figure II.6**). En l'absence de réaction ou de transformation, l'écart de température est faible et régulier : c'est la ligne de base. Lorsqu'une transformation de l'échantillon actif intervient, elle met en jeu une quantité d'énergie et sa température s'écarte alors de celle du témoin. La température différentielle est enregistrée sous forme d'un pic ou d'une succession de pics en fonction de la température ou du temps.

Les courbes obtenues mettent en évidence les pertes d'eau (réactions endothermiques), mais aussi les recristallisations, les recombinaisons (réactions exothermiques) et les phénomènes d'oxydation de la matière organique.

La thermogravimétrie consiste à mesurer la variation de masse d'un échantillon soumis à un cycle thermique : il s'agit donc d'une analyse quantitative. Elle permet d'étudier les phénomènes chimiques, physiques ou physico-chimiques qui se traduisent sous l'effet de la température et sous atmosphère contrôlée par une variation de masse [30].



**Figure II. 6** : Schéma d'une TGA/DSC1-STARe

### **3.3.2 Mode opératoire**

Les thermogrammes TGA et DSC ont été réalisés à la vitesse de chauffe de 10°C/min sous atmosphère d'air et à l'aide d'un appareil TGA/DSC1-STARe systemn de METTLER TOLEDO. Les données ont été traitées à l'aide d'un logiciel METTLER TOLEDO STARe. La masse d'essai, pour chaque échantillon, est d'environ 100 mg de poudre brute légèrement tassée dans des creusets en alumine.

### **3.4 Microscopie électronique à balayage (MEB)**

La microscopie électronique à balayage permet d'obtenir des images de surface de pratiquement tous les matériaux solides, à des échelles allant de celle de la loupe à celle du microscope électronique en transmission. Ces images frappent en premier par le rendu très parlant du relief et la grande profondeur de champ.

Le MEB conventionnel fonctionne dans un vide ordinaire ( $10^{-5}$  à  $10^{-6}$  mbar) ; les échantillons peuvent être massifs, de dimension allant de quelques mm (particules) à une dizaine de centimètres de diamètre, voire plus. Ils doivent supporter le vide sans le polluer et être conducteurs. La préparation est en général simple.

Le MEB à pression contrôlée (dit environnemental ou low vacuum) permet l'observation dans un vide allant jusqu'à 30 mbar, rendant ainsi possible l'examen d'échantillons humides ou gras, d'isolants sans métallisation préalable (céramiques, métaux corrodés), voire en présence de liquide. Equipé de détecteurs appropriés, le MEB permet de faire entre autres de la microanalyse X, l'analyse élémentaire locale.

### **3.4.1 Principe**

Le principe de la microscopie électronique à balayage consiste à explorer la surface d'un échantillon par lignes successives et à transmettre le signal du détecteur à un écran cathodique dont le balayage est exactement synchronisé avec celui du faisceau incident.

Un faisceau d'une vingtaine de nanomètres de diamètre d'électrons monocinétiques mis en forme par une succession de lentilles électromagnétiques balaie la surface d'un échantillon où se produisent des interactions détectées par un capteur. Celui-ci contrôle la brillance d'un oscilloscope cathodique dont le balayage est synchronisé avec celui du faisceau d'électrons. Le microscope à balayage électronique (MEB) peut donc être comparé en première approximation à un système de télévision en circuit fermé. La source d'électrons est constituée d'un filament de tungstène parcouru par un courant de chauffage [30]. Un microscope électronique à balayage (**Figure II.7**), se compose d'une colonne optique électronique montée sur la chambre échantillon, d'un circuit de pompage pour l'obtention d'un vide secondaire, de détecteurs permettant de capter les différents signaux émis par l'échantillon, d'un écran vidéo pour l'observation des images et d'un système électronique pour gérer l'ensemble des fonctions.

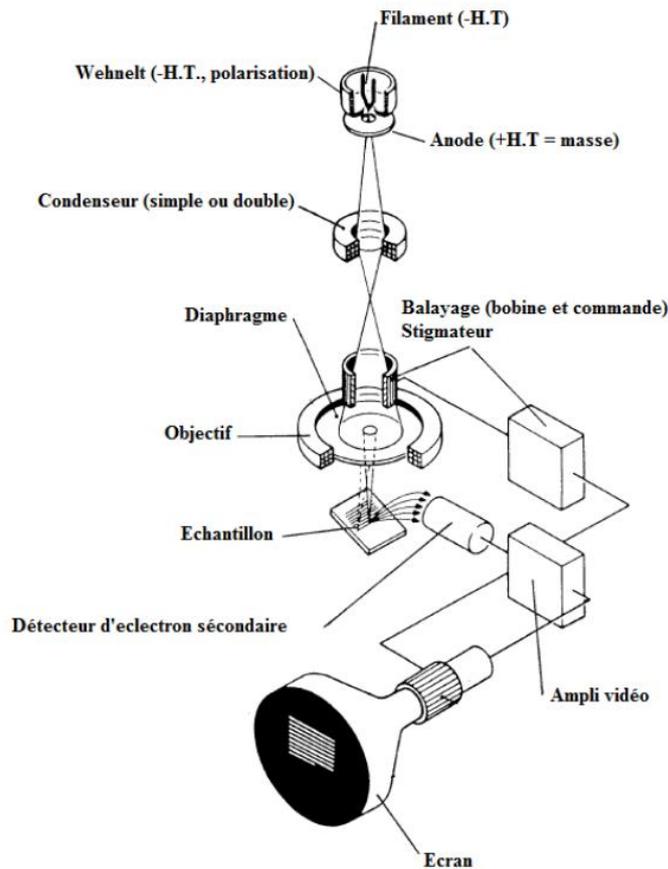


Figure II. 7 : Schéma du microscope électronique à balayage [14]

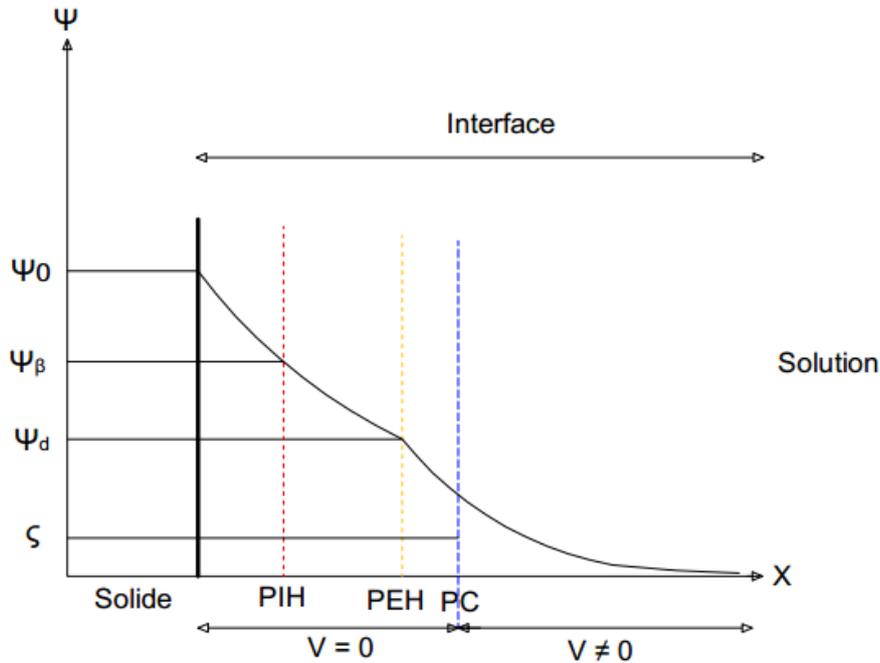
### 3.4.2 Mode opératoire

La morphologie des différentes poudres des latérites a été observée à l'aide d'un appareil de marque Microspec-WDX 600/OXFORD. La tension de travail est de 20 kV, ce qui permet d'avoir un grossissement pouvant aller jusqu'à 30.000X. Les latérites, réduites en poudre de granulométrie inférieure à 100  $\mu\text{m}$  ont été déposées sur du papier collant à double face, qui, à son tour a été collé sur le porte-échantillon. L'ensemble est métallisé par une couche d'or (Au/Ag) pour le rendre conducteur avant l'observation.

### 3.5 La zétamétrie

La zétamétrie est une technique électrocinétique qui permet de déterminer le potentiel zêta ( $\zeta$ ) des particules en suspension en appliquant un champ électrique [31].

Lorsqu'une particule et un liquide sont en mouvement relatif, une partie du liquide entourant la particule et contenant des contre-ions est entraînée avec la particule. Les parties mobile et immobile du liquide sont séparées par un plan appelé plan de cisaillement (PC) (**Figure II.8**).



**Figure II. 8** : Schéma de l'interface solide-liquide [32]

PC : Plan de cisaillement,

$\zeta$  : Potentiel au PC appelé potentiel zêta,

PIH : Représente le plan Interne d'Helmholtz,

PEH : Plan externe d'Helmholtz,

$\psi_d$  : Le potentiel au PEH,

$\psi_\beta$  : Le potentiel au PIH,

$\psi_0$  : Représente le potentiel de surface

$V$  : ( $m \cdot s^{-1}$ ) la vitesse relative du liquide par rapport à la surface du solide

### 3.5.1 Principe

Le principe de cette méthode est de provoquer le déplacement de particules en suspension sous l'action d'un champ électrique. Les particules sont considérées comme sphériques et suffisamment éloignées les unes des autres afin de pouvoir négliger les interactions entre les doubles couches [33].

Le potentiel zêta ( $\zeta$ ) des particules de latérites permet une estimation de la charge de surface portée par celles-ci, et par conséquent, peut conduire à une interprétation des résultats obtenus lors de l'adsorption des métaux lourds.

Le zétamètre mesure le potentiel zêta ( $\zeta$ ) de particules colloïdales en déterminant la vitesse à laquelle ces particules se déplacent dans un champ électrique connu. Les colloïdes sont placés dans une chambre d'électrophorèse constituée de deux compartiments d'électrode et d'une chambre de connexion. Une tension appliquée entre les deux électrodes produit un champ électrique uniforme dans la chambre de connexion et les particules chargées se déplacent vers l'une ou l'autre des électrodes. La vitesse des particules est directement proportionnelle à la magnitude de la charge de la particule au plan de cisaillement ou au potentiel zêta [34]. Ce potentiel dépend de la viscosité du milieu, la mobilité des particules et la permittivité selon le modèle de Smoluchowsky (**Relation II.17**) :

$$\zeta = \frac{\eta \times \mu}{\varepsilon} \qquad \text{Relation II.17 [35]}$$

Avec :

$\zeta$  : Le potentiel zêta

$\eta$  : La viscosité du milieu

$\mu$  : La mobilité

$\varepsilon$  : La permittivité

### **3.5.2 Le point isoélectrique (PI)**

C'est le pH de la solution en équilibre avec le matériau, et qui correspond à une densité de charge électrique totale nulle. Il est déterminé par les mesures électrocinétiques.

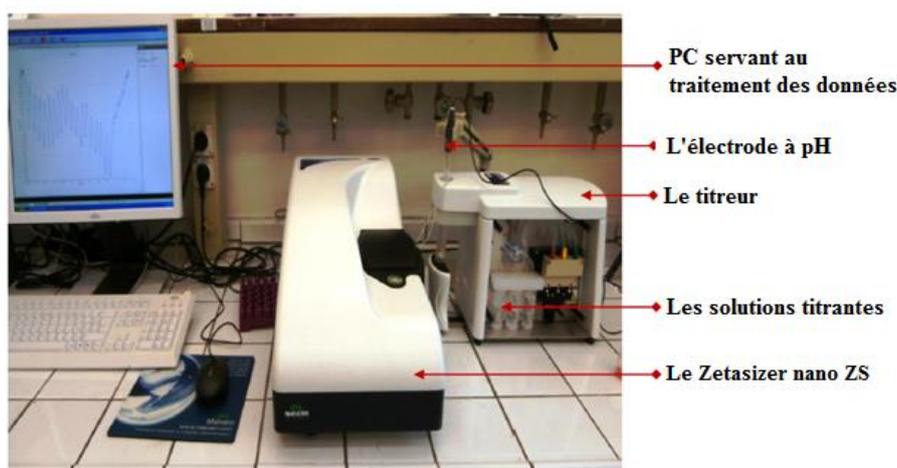
Le point isoélectrique est décrit par Dzombak et Morel (1990) comme ce point de charge nulle déterminé par mesures électrocinétiques. Jolivet (1994), cité par Aude Naveau (2005), définit le point isoélectrique comme le pH pour lequel les charges positives et négatives de surface se compensent exactement [36]. Pour un pH inférieur au PI, la charge de surface du solide sera positive et les espèces anioniques en solution pourront se sorber; pour un pH supérieur au PI, la charge de surface du solide sera négative et les espèces cationiques pourront se fixer à sa surface.

Le point isoélectrique se détermine avec un zétamètre. C'est la valeur du pH pour lequel le potentiel zêta est nul, c'est-à-dire que les espèces

spécifiquement adsorbées à la surface du matériau neutralisent complètement la charge intrinsèque du matériau [37].

### **3.5.3 Mode opératoire**

Le point isoélectrique des échantillons latéritiques a été déterminé à l'aide d'un zétamètre Zetasizer nano ZS de marque Malvern (**Figure II.9**). Pour la manipulation, nous avons adopté comme protocole le mode suivant : une suspension de 2% en poids de chaque latérite de granulométrie  $\geq 0,297$  mm préalablement séché à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures a été préparée dans un bécher de 100 mL. 10 mL de chaque suspension ont été prélevés et introduits dans un tube en plastique avec un petit agitateur. Ce tube en plastique a été fixé en le visant sur le titreur, contenant déjà trois solutions (HCl : 0,25M, HCl : 0,025M, NaOH : 0,025M) servant à la titration et, la sonde de pH est insérée dans le tube pour les mesures du potentiel zêta en fonction du pH.



**Figure II. 9** : Schéma du Zetasizer Nano ZS servant à la mesure des potentiels zêtas et le PI

## **4 Essais d'adsorption de l'arsenic (III, V) par les latérites**

### **4.1 Matériel et produits**

Toutes les solutions utilisées ont été préparées avec de l'eau ultra-pure de résistivité 18,2 M $\Omega$ .cm. Le matériel, qui a servi à la préparation des différentes solutions, a été trempé dans un bain d'acide (acide nitrique) à 5% pendant au moins 12 heures et rincé avec de l'eau ultra-pure avant utilisation. Les solutions utilisées sont des solutions d'arsenic (V) préparées à partir de Na<sub>2</sub>HAsO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (98 %, Alfa Aesar) et d'arsenic (III) préparées à partir de NaAsO<sub>2</sub> (0,05 mol/

L Alfa Aesar). Des solutions mères de concentration égale à 1000 mg/L d'arsenic (V) et d'arsenic (III) ont été préparées et conservées à 4 °C. Les solutions filles d'arsenic (V) et d'arsenic (III) qui ont été utilisées dans ce travail sont préparées juste avant l'emploi par dilution des solutions mères.

Les autres réactifs tels que HNO<sub>3</sub> (Prolabo), NaOH (Prolabo), NaHCO<sub>3</sub> (Prolabo), NaNO<sub>3</sub> (Merck), NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>.H<sub>2</sub>O (Merck) et Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.10H<sub>2</sub>O (Merck) utilisés dans les essais étaient tous de qualité analytique.

La détermination des concentrations en arsenic (V) et arsenic (III) en solution sont réalisées à l'aide d'un ICP-AES de marque Thermo Scientific (Thermo Elemental IRIS Intrepid II XSP) piloté par le logiciel d'acquisition et de traitement des données TEVA (Limite de détection de 9 µg/L).

Des solutions étalons sont préparées à partir d'une solution standard de As (1000 ± 0,05 mg/L, Merck) pour l'établissement d'une droite de calibration avant chaque analyse.

Les gaz utilisés pour l'alimentation de l'appareil sont de l'argon et de l'azote.

## **4.2 Essais en batch**

Pour les essais d'adsorption en batch et pour des raisons pratiques, la fraction fine inférieure à 0,3 mm des latérites a été choisie dans le but d'augmenter la capacité d'adsorption de ces matériaux. Les latérites ont subi un traitement thermique, c'est-à-dire qu'elles ont été chauffées au four à 400 °C pendant 2 heures afin d'éliminer les traces de carbone organique et d'éviter l'effet incohérent rencontré lors des tests d'adsorption en batch. L'utilisation des latérites en poudre est préconisée par de nombreux auteurs [38-39]. Pour tous les essais en batch, les opérations ont été répétées trois fois.

### **4.2.1 Effet de dose de l'adsorbant**

Les expériences d'adsorption ont été effectuées en adaptant les protocoles proposés par Y. Mamindy-Pajany et al [40], H. Guo et al [41], S. Yao et al [42], et S.P. Mishra et al [43] à notre contexte d'étude. A partir des solutions mères d'arsenic (V) et d'arsenic (III) (1000 mg/L), des solutions filles respectivement d'arsenic (V) et d'arsenic (III) de concentration 5 mg/L ont été préparées.

La méthode consiste à placer 50 mL d'une solution d'arsenic (V) ou d'arsenic (III) de concentration égale à 5 mg/L dans une dizaine de flacons en polyéthylène de capacité 250 mL. A cela, nous avons ajouté des quantités croissantes d'adsorbant, quantité allant de 2,5 g/L à 45 g/L. Selon la littérature

[38, 43-44], les expériences ont montré que l'équilibre est atteint en moins de 24 heures. Pour plus d'exactitude dans le choix du temps d'équilibre, il a été décidé de mener toutes les expériences suivantes sur un temps plus long que le début de saturation, soit 24 h de temps de contact.

Les mélanges sont agités pendant 24 heures à l'aide d'un agitateur mécanique Heidolph REAX 20 à la température ambiante  $18 \pm 2^\circ\text{C}$ . Après 24 heures d'agitation, les solutions sont retirées et centrifugées à l'aide d'une centrifugeuse de marque BECKMAN J2-MI à 1308 g (accélération centrifuge radiale) pendant 15 minutes. Après 15 minutes, elles sont retirées et filtrées à l'aide des membranes en nylon de diamètre 25 mm avec un seuil de rétention de  $0,45 \mu\text{m}$ . Après filtration, les solutions sont analysées par ICP-AES.

Le pourcentage en arsenic est calculé à l'aide de la **Relation II.18**.

$$\% \text{As(V, III)} = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad \text{Relation II.18}$$

Avec :

% As(V, III) : Pourcentage en arsenic (V) ou (III)

$C_0$  : Concentration initiale en arsenic (V) ou (III) en mg/L

$C_e$  : Concentration à l'équilibre en arsenic (V) ou (III) en mg/L

#### **4.2.2 Effet de la concentration initiale en arsenic**

Les expériences d'adsorption ont été effectuées par la mise en contact des matériaux (0,5 g) avec 50 mL des solutions d'arsenic (V) ou d'arsenic (III) de concentrations initiales différentes (1 mg/L à 10 mg/L) dans des flacons en polyéthylène de capacité 250 mL à la température de  $18 \pm 2^\circ\text{C}$ . L'ensemble est équilibré pendant 24 heures. Le solvant utilisé pour la préparation des solutions d'arsenic est une eau pure de résistivité  $18,2 \text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$ . Après 24 heures d'agitation, les solutions sont recueillies et centrifugées à 1308 g pendant 15 minutes avec une centrifugeuse de marque BECKMAN J2-MI et ensuite filtrées avec des membranes en nylon de seuil de rétention de  $0,45 \mu\text{m}$ .

La quantité ( $q_e$ ) de l'arsenic fixé par gramme d'adsorbant est donnée par la relation suivante (**Relation II.19**) :

$$q_e = (C_0 - C_e) \times \frac{V}{m} \quad \text{Relation II.19}$$

$m$  : la masse de l'adsorbant (g) ;

$q_e$  : Quantité d'arsenic par unité de masse d'adsorbant (mg/g) ;

$C_0$  : Concentration initiale en arsenic (III, V) (mg/L) ;

$C_e$  : Concentration résiduelle à l'équilibre de la phase liquide en arsenic (V) ou (III) (mg/L) ;

V : le volume de l'adsorbat (L).

#### **4.2.3 Effet du pH sur le taux d'adsorption de l'arsenic**

Pour l'effet de pH, des solutions de As(III) et As(V) de concentration égale à 5 mg/L ont été préparées par dilution des solutions mères d'As (III) et As(V) de concentration 1000 mg/L. Dans une dizaine de flacons en polyéthylène de capacité 250 mL, nous avons placé 50 mL d'une solution d'As(III) ou As(V). A cela, nous avons ajouté une quantité de 0,5 g d'adsorbant. Les pH des suspensions sont ajustés dans la gamme de 2 à 12 à l'aide des solutions d'acide nitrique HNO<sub>3</sub> (0,1 – 0,5 M) et de NaOH (0,1 – 0,5 M) et contrôlés à l'aide d'un pH-mètre Consort multiparameter analyser C3010. Le mélange est agité à la température ambiante pendant 24 heures à l'aide d'un agitateur mécanique Heidolph REAX 20. Les solutions sont retirées après les 24 heures et centrifugées à l'aide d'une centrifugeuse de marque BECKMAN J2-M. Après 15 minutes de centrifugation à 1308 g, les solutions sont retirées et filtrées à l'aide des membranes en nylon de seuil de rétention de 0,45 µm, et analysées à l'ICP-AES pour la détermination des concentrations de As(III) et As(V) à l'équilibre.

#### **4.2.4 Effet des ions sulfate, nitrate, phosphate et bicarbonate sur le taux d'adsorption de l'arsenic (III, V)**

Les essais en batch pour la détermination du taux d'élimination de l'arsenic (III) et (V), ont été menés sur 24 heures en mettant en contact une solution d'arsenic (III) ou (V) de concentration égale 5 mg/L contenant des concentrations croissantes en anions avec 1 g de latérite traitée thermiquement à 400 °C. Pour les ions bicarbonate, nous avons fait varier la concentration de 50 à 200 mg/L, de 1 à 6 mg/L pour les ions sulfate et phosphate et de 1 à 20 mg/L pour les ions nitrate.

Les mélanges sont retirés après les 24 heures d'agitation et centrifugées à l'aide d'une centrifugeuse de marque BECKMAN J2-M pendant 15 minutes à 1308 g. Les solutions sont filtrées à l'aide des membranes nylons de seuil de rétention de 0,45 µm et la concentration résiduelle en As(III, V) a été déterminée par ICP-AES (limite de détection = 9 µg/L).

### **4.3 Adsorption de As(III, V) par la latérite KN dans une colonne à lit fixe par percolation**

#### **4.3.1 Les courbes de percée**

Après avoir étudié le phénomène d'adsorption de l'arsenic dans un réacteur discontinu (Adsorption en batch), il serait intéressant d'étudier le même phénomène dans un réacteur continu (mode dynamique) afin d'appréhender les phénomènes dynamiques, étant donné leur caractère limitant dans l'utilisation éventuelle de la latérite pour le traitement des eaux. Le principe de fonctionnement consiste à percoler les solutions contaminées dans une colonne remplie de latérite et à suivre l'évolution de la concentration des solutés à la sortie de la colonne d'adsorption en fonction du temps.

Les expériences ont été effectuées sur trois colonnes différentes de diamètres internes 2,5 cm, 5 cm et 7 cm respectivement. Toutes les trois colonnes ont été couplées à une pompe péristaltique de marque Watson Marlow 120U permettant de régler le débit d'écoulement à l'entrée de la colonne.

Les colonnes ont été remplies avec de la latérite de granulométries différentes. La première colonne de diamètre interne 2,5 cm a été remplie avec une granulométrie comprise entre 0,595 mm et 0,71 mm et entre deux couches de laine de verre (~2 cm) afin d'empêcher la prise flottante de l'adsorbant et l'écoulement gravitationnel. La seconde colonne de diamètre interne 5 cm a été utilisée pour l'effet de la taille des grains (0,595 – 2,38 mm) sur le taux d'adsorption de l'arsenic. Quant à la troisième colonne (diamètre interne 7 cm), elle a été remplie avec une granulométrie plus importante (entre 1,19 mm et 2 mm). La **figure II.10** montre un exemple du montage de la colonne au laboratoire. Les effluents ont été recueillis à la sortie des colonnes à des intervalles de temps réguliers (60 min à 120 min) en fonction du débit d'écoulement ou de la concentration en arsenic et ont été analysés à l'ICP-AES.

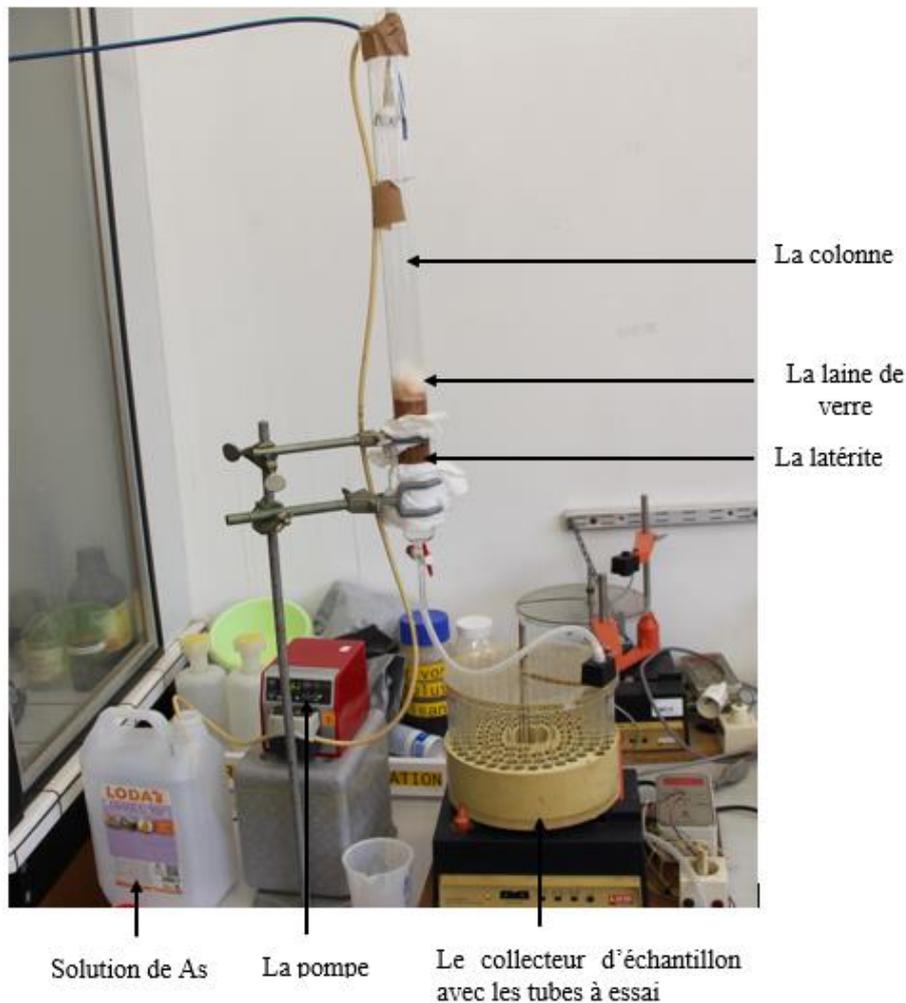


Figure II.10: Schéma du montage de la colonne au laboratoire

#### 4.3.2 Analyse des paramètres de conception de la colonne

L'analyse des données de la colonne a été effectuée selon la littérature [45- 47]. Le temps d'échappement ( $t_e$ ) est défini comme étant le point sur la courbe de percée à partir duquel on détecte l'adsorbat en sortie de la colonne, tandis que le temps de percé ( $t_p$ ) correspond au point sur la courbe de percée où la concentration d'arsenic atteint sa valeur maximale admissible de 0,01 mg/L [48], valeur pour laquelle la latérite contenue dans la colonne est considérée comme épuisée [49].

La courbe de percée est généralement exprimée par  $\left(\frac{C_t}{C_0}\right)$  en fonction du temps ou du volume traité pour une profondeur donnée de lit.

Le volume traité, V (ml) peut être calculé à partir de la **relation II.20**.

$$V \text{ (ml)} = Q \times t_{\text{tot}} \quad \text{Relation II.20}$$

Avec :

Q : Le débit volumétrique en ml/min

$t_{\text{tot}}$  : Le temps total d'écoulement (min)

La quantité totale de l'arsenic adsorbée dans la colonne ( $q_{\text{tot}}$ )(mg) est calculée à partir de l'aire sous la courbe de percée au moyen de la **relation II.21** suivante [48].

$$q_{\text{tot}} \text{ (mg)} = \frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=\text{tot}} C_{\text{ad}} dt = \frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=\text{tot}} (C_0 - C_t) dt \quad \text{Relation II.21}$$

Avec :

$C_{\text{ad}} \left( \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$  : La concentration de l'arsenic adsorbée au temps t (s).

La capacité maximale d'adsorption de l'arsenic à l'équilibre de la colonne  $q_{\text{eq}} \left( \frac{\text{mg}}{\text{g}} \right)$  (**Relation II.22**) est calculée comme suit [47] :

$$q_{\text{eq}} \left( \frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) = \frac{q_{\text{tot}}}{m} \quad \text{Relation II.22}$$

Avec :

m : La masse sèche de l'adsorbant dans la colonne en g

La quantité totale de l'arsenic introduit dans la colonne est calculée en utilisant la **relation II.23** [48].

$$m_{\text{tot}} \text{ (mg)} = \frac{C_0 \times Q \times t_{\text{tot}}}{1000} \quad \text{Relation II.23}$$

Avec :

$C_0 \left( \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$  : La concentration initiale en arsenic.

Le pourcentage de l'élimination de l'arsenic  $R(\%)$  peut être obtenu à partir de la **relation II.24** [50].

$$R(\%) = \frac{q_{\text{tot}}}{m_{\text{tot}}} \times 100 \quad \text{Relation II.24}$$

### 4.3.3 Les modèles mathématiques

Dans des travaux antérieurs, plusieurs modèles mathématiques ont été utilisés pour décrire et analyser les phénomènes d'adsorption en colonne. Palas Roy et al. [51] ont utilisé le modèle Adams-Bohart et le modèle de Thomas pour déterminer le modèle qui décrit le mieux la dynamique de l'adsorption de As(III) et As(V) sur les adsorbants à faible coût modifiés chimiquement dans la colonne.

Ainsi, dans cette étude, les modèles d'Adams-Bohart et de Thomas ont été développés pour identifier le meilleur modèle pour prédire le comportement dynamique de la colonne à lit fixe. Ces modèles sont décrits les paragraphes suivants :

### **A Modèle de Adams-Bohart**

Le modèle d'Adams-Bohart est souvent appliqué aux données expérimentales pour la description de la partie initiale de la courbe de percée. La principale hypothèse de ce modèle est que le taux d'adsorption est proportionnel à la capacité résiduelle de l'adsorbant et la concentration de l'adsorbat [52].

Adams et Bohart (1920), sur la base de la théorie de réaction de surface, ont mis en place une équation fondamentale, qui décrit la relation entre  $\left(\frac{C_t}{C_0}\right)$  et le temps (t) dans un système d'écoulement en continu. Ce modèle suppose que cet équilibre n'est pas instantané. Il est utilisé pour décrire la partie initiale de la courbe de percée [46]. La **relation II.25** décrit l'équation de Adams-Bohart [53].

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = k_{AB} \times C_0 \times t - k_{AB} \times N_0 \times \left(\frac{Z}{F}\right) \quad \text{Relation II.25}$$

Avec :

$C_0$  (mg/L) est la concentration initiale de l'arsenic,  $C_t$  (mg/L) est la concentration de l'arsenic à la sortie de la colonne à l'instant t (min),  $k_{AB}$  est la constante cinétique  $\left(\frac{L}{mg} \cdot \text{min}\right)$  de Adams-Bohart,  $N_0$  est la concentration de saturation (mg/L), Z est la hauteur du lit fixe (cm) et F est la vitesse superficielle (cm/min) définie comme le rapport entre le débit volumétrique Q ( $\text{cm}^3/\text{min}$ ) de la surface de section transversale A en  $\text{cm}^2$ ) du lit. Le tracé de  $\ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right)$  en fonction de t permet de déterminer les différents paramètres.

### **B Modèle de Thomas**

Le modèle de Thomas est un modèle théorique largement utilisé pour décrire le fonctionnement de la colonne, ce qui suppose un comportement d'écoulement piston dans la colonne [53].

La forme linéaire de cette équation est donnée par la **relation II.26**

$$\ln\left(\frac{C_0}{C_t} - 1\right) = \frac{K_{Th} \times q_0 \times m}{Q} - K_{Th} \times C_0 \times t \quad \text{Relation II.26}$$

Avec :

$C_0$  (mg/L) est la concentration initiale en arsenic à l'entrée de la colonne,  $C_t$  (mg/L) est la concentration de l'arsenic à la sortie de la colonne à l'instant  $t$  (min),  $K_{Th}$  (mL/mg.min) est la constante de vitesse de Thomas,  $q_0$  est la quantité maximale d'adsorption par g d'adsorbant (mg/g),  $m$  est la masse d'adsorbant (g) et  $Q$  est le débit de solution (ml/min). Le tracé de  $\ln\left(\frac{C_0}{C_t} - 1\right)$  en fonction de  $t$  permet de déterminer  $K_{Th}$  et  $q_0$  qui sont respectivement la pente et l'ordonnée à l'origine à l'origine.

## **5 Conclusion**

Les différentes techniques de caractérisation des matières premières que nous avons présentées dans ce chapitre sont complémentaires. Elles apportent des informations nouvelles ou confirment les informations obtenues. L'ensemble des techniques décrites dans ce chapitre va nous permettre de disposer de données sur les latérites afin de mieux les utiliser dans la dépollution des eaux contaminées par l'arsenic.

Les analyses physico-chimiques vont permettre de déterminer la qualité des eaux des forages de Tanlili et de Lilgomdé. Cette caractérisation permettra de préparer une eau dont la composition est proche de ces eaux dans les essais de décontamination des eaux contaminées par l'arsenic.

## Références bibliographiques

- [1] **L. GOUAIDIA**, Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana nord-est algérien. Thèse l'Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 2008.
- [2] **Y. MILLOGO**, Etude géotechnique, chimique et minéralogique de matières premières argileuse et latéritique du Burkina Faso améliorées aux liants hydrauliques : Application au génie civil (bâtiment et route). Thèse de l'université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2008.
- [3] **C. A. BAMA**, Etude minéralogique, cristallographique d'un gisement d'argile kaolinitique de Koupela (Burkina Faso). Thèse de 3ème cycle de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 1998.
- [4] **D. C. ELLOUAZZIN**, Caractérisation physico-chimique et valorisation en bâtiment et travaux publics des cendres issues de l'incinération des boues de poteries. Ecole doctorale de Lyon, France, 2005.
- [5] **F. Z. AZZOUZ**, Contribution à l'étude de la stabilisation chimique de quelques argiles gonflantes de la région de Tlemcen ; mémoire de magister ; Université Abou Bekr Belkaid, Algérie, 2006.
- [6] **J. M. KANDA NTUMBA**, Etude de la flottabilité de la malachite à l'aide de l'amylxanthate de potassium et des acides gras. Cas d'étude : Flottation du minerai oxydé de Kamfundwa au Katanga en RD Congo. Thèse de l'Université de Liège, Belgique, 2012.
- [7] **J. G. BIOMORGI MUZZATTIZ**, Dégradation de polluants organiques en phase gaz et en phase aqueuse en présence de matériaux à base d'aluminosilicates par des Procédés d'Oxydation Avancés. Thèse de l'Université de Toulouse III Paul Sabatier, France, 2010.
- [8] **E. STEINER**, Relaxométrie du proton pour l'étude de fluides à l'intérieur de milieux poreux. Thèse de l'Université Henri Poincaré-Nancy I, France, 2011.
- [9] **J. M. KONRAD ET F. A. VALENCIA GABEZAS**, Caractérisation des particules fines d'un matériau granulaire de fondation par l'essai au bleu de méthylène. Rapport GCT- 2008-01, 2008.
- [10] **A. BOUKERROUI ET M-S. OUALI**, Activation d'une bentonite par un sel d'ammonium : évaluation de la capacité d'échange cationique et de la surface spécifique. Ann. Chim. Sci. Mat, 25 (2000) 583 – 590.

- [11] **T. H. PHAM AND G. W BRINDLEY**, Methylene blue adsorption by clays minerals. Determination of surface areas and cation exchange capacities (clays-organic studies XVIII). *Clays and clays minerals*, 18 (1970) 203 – 212.
- [12] **G. KAHR, F.T. MADSEN**, Determination of the cation exchange capacity and the surface area of bentonite, illite and kaolinite by methylene blue adsorption. *Applied clay science*, 9 (1995) 327 – 336.
- [13] **I. RAVINA, E. GUROVICH**, Exchange capacity of calcium and sodium as determined by different replacing cations. *Soil Science Society of America Journal*, 41 (1977) 319 – 322.
- [14] **L. ZERBO**, Transformations thermiques et réorganisation structurale d'une argile du Burkina Faso. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2009.
- [15] **W. H. HENDERSHOT, M. DUQUETTE**, A simple Barium chloride method for determining Cation Exchange Capacity and exchangeable cations. *Soil Science Society of America Journal*, 50 (1986) 605 – 608.
- [16] **F. BERGAYA, M. VAYER**, CEC of clays: measurement by adsorption of a copper ethylenediamine complex. *Applied Clay Science*, 12 (3) (1997) 275-280.
- [17] **A. L. SENKAYI, J.B. DIXON, L.R. HOSSNER AND L.A. KIPPENBERGER**, Layer charge evaluation of expandable soil clays by an alkylammonium method. *Soil Science Society of America Journal*, 49 (1985) 1054 – 1060.
- [18] **B. SORGHO**, Caractérisation et valorisation de quelques argiles du Burkina Faso : application au traitement des eaux et aux géomatériaux de construction. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2013.
- [19] **N. JOZJA**, Étude de matériaux argileux albanais : caractérisation « multi-échelle » d'une bentonite magnésienne. Impact de l'interaction avec le nitrate de plomb sur la perméabilité. Thèse de l'Université d'Orléans, France, 2003.
- [20] **D. SAMAKE**, Traitement des eaux usées de tannerie à l'aide de matériaux à base d'argile. Thèse de l'Université Joseph Fourier de Grenoble et de l'Université de Bamako, Mali, 2008.
- [21] **N. S. SORO**, Influence des ions fer sur les transformations thermiques de la kaolinite. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2003.
- [22] **E. ERRAIS**, Réactivité de surface d'argiles naturelles. Etude d'adsorption de colorants anioniques. Thèse de l'Université de Strasbourg, France, 2011.

- [23] **C. B. BOSS, K.J., FREDEEN**, Concepts, instrumentation and techniques in inductively coupled plasma optical emission spectrometry, Perkin Elmer, second edition, 1997.
- [24] **C. BICH**, Contribution à l'étude de l'activation thermique du kaolin : évolution de la structure cristallographique et activité pouzzolanique, thèse de l'institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 2005.
- [25] **L. PESANT**, Elaboration d'un nouveau système catalytique à base de carbure de silicium ( $\beta$ -SiC) pour la combustion des suies issues des automobiles à moteur Diesel. Thèse de l'Université Louis Pasteur, France, 2005.
- [26] **B. EYHERAGUIBEL**, Caractérisation des substances humiques biomimétiques-effets sur les végétaux. Thèse de l'Institut national polytechnique de Toulouse, France, 2004.
- [27] **P. PIALY**, Etude de quelques matériaux argileux du site Lombo (Cameroun): minéralogie, comportement au frittage et analyse des propriétés d'élasticité. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2009.
- [28] **G. ABRAHAM**, Etude et développement d'une méthode d'analyse par spectroscopie infrarouge appliquée à la pyrolyse d'hydrocarbures en conditions supercritiques et transitoires. Thèse de l'Université d'Orléans, France, 2009.
- [29] **F. GRIDI-BENNADJI**, Matériaux de mullite à microstructure organisée composés d'assemblages muscovite – kaolinite. Thèse de l'Université de Limoges, 2007.
- [30] **A. ARCONDÉGUY**, Etude de la réalisation de dépôts de silicoalumineux (émaux) par projection thermique sur des substrats thermo dégradables. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2008.
- [31] **M. BARALE**, Etude du comportement des particules colloïdales dans les conditions physicochimiques du circuit primaire des réacteurs à eau sous pression. Thèse de l'Université Paris 6, France, 2006.
- [32] **S. DELAUNAY**, Réactivité de la magnétite dans les conditions représentatives du circuit secondaire des réacteurs à eau sous pression. Thèse de l'Université pierre et marie curie, France, 2010.
- [33] **C. MANSOUR**, Spéciation des espèces soufrées dans les générateurs de vapeur des centrales nucléaires à réacteurs à eau sous pression. Thèse de l'Université de Paris 6, France, 2007.
- [34] **O. BOURAS**, Propriétés adsorbantes d'argiles pontées organophiles : synthèse et caractérisation. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2003.

- [35] **K. CHARRADI**, Contribution des argiles ferrifères à l'élaboration de biocapteurs ampérométriques : Etude de l'interaction de l'hémoglobine avec des argiles et des hydroxydes doubles lamellaires. Thèse de l'Université 7 novembre de Carthage, Tunisie, 2010.
- [36] **A. Naveau**, Etude et modélisation de la sorption d'ions à la surface de sulfures métalliques en conditions de stockage en milieu géologique profond. Thèse de l'Université de Reims Champagne Ardenne, France, 2006.
- [37] **B. DURIN**, Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques : Application en assainissement routier. Thèse de l'Université de Nantes, France, 2006.
- [38] **A. MAITI, S. DASGUSPTA, J.K. BASU, S. DE**, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Separation and Purification Technology*, 55 (2007) 350 – 359.
- [39] **S. K. MAJI, A. PAL, AND T. PAL**, Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. *Journal of Hazardous Materials*, 151 (2008) 811 – 820.
- [40] **Y. M. PAJANYA, C. HUREL, N. MARMIER, M. ROMÉO**, Arsenic (V) adsorption from aqueous solution onto goethite, hematite, magnetite and zero-valent iron: Effects of pH, concentration and reversibility. *Desalination*, 281 (2011) 93 – 99.
- [41] **H. GUO, D. STÜBEN, Z. BERNER**, Removal of arsenic from aqueous solution by natural siderite and hematite. *Applied Geochemistry*, 22 (2007) 1039 – 1051.
- [42] **S. YAO, Z. LIU AND Z. SHI**, Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto iron oxide/activated carbon magnetic composite. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12 (58) (2014) 1 – 8.
- [43] **S.P. MISHRA, D. MOHAPATRA, D. MISHRA, P. CHATTOPADHYAY, G. ROY CHAUDHURY, R.P. DAS**, Arsenic adsorption on natural minerals. *J. Mater. Environ. Sci.*, 5 (2014) 350 – 359.
- [44] **S. K. MAJI A. PAL, T. PAL, A. ADAK**, Adsorption thermodynamics of arsenic on laterite soil. *J. Surface Sci. Technol.*, 22 (2007) 161 – 176.
- [45] **S. K. MAJI, Y.H. KAO, C.J. WANG, G.S. LU, J. J. WU, C.W. LIU**, Fixed bed adsorption of As(III) on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR) and application to real arsenic-bearing groundwater. *Chemical Engineering Journal*, 203 (2012) 285 – 293.
- [46] **S. CHEN, Q. YUE, B. GAO, Q. LI, X. XU, K. FU**, Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by modified corn stalk: A fixed-bed column study. *Bioresource Technology*, 113 (2012) 114 – 120.

- [47] **M.L.G. VIEIRA, V.M. ESQUERDO, L.R. NOBRE, G.L. DOTTO, L.A.A. PINTO**, Glass beads coated with chitosan for the food azo dyes adsorption in a fixed bed column. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20 (2014) 3387–3393.
- [48] **P. R. ROUT, P. BHUNIA, R. R. DASH**, Modeling isotherms, kinetics and understanding the mechanism of phosphate adsorption onto a solid waste: Ground burnt patties. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2 (2014) 1331 – 1342.
- [49] **J. WANG, W. XU, L. CHEN, X. HUANG, J. LIU**, Preparation and evaluation of magnetic nanoparticles impregnated chitosan beads for arsenic removal from water. *Chemical Engineering Journal*, 251 (2014) 25 – 34.
- [50] **S. GHORAI, K.K. PANT**, Investigations on the column performance of fluoride adsorption by activated alumina in a fixed-bed. *Chemical Engineering Journal*, 98 (2004) 165 – 173.
- [51] **P. ROY, N. K. MONDAL, S. BHATTACHARYA, B. DAS, K. DAS**, Removal of arsenic (III) and arsenic (V) on chemically modified low-cost adsorbent: batch and column operations. *Appl Water Sci.*, 3(1) (2013) 293 – 309.
- [52] **M. KARIMI, A. SHOJAEI, A. NEMATOLLAHZADEH, M. J. ABDEKHODAIE**, Column study of Cr (VI) adsorption onto modified silica–polyacrylamide microspheres composite. *Chemical Engineering Journal*, 210 (2012) 280 – 288.
- [53] **J.L. GONG, Y.L. ZHANG, Y. JIANG, G. M. ZENG, Z. H. CUI, K. LIUA, C. H. DENG, Q.Y. NIU, J.H. DENG, S. Y. HUAN**, Continuous adsorption of Pb(II) and methylene blue by engineered graphite oxide coated sand in fixed-bed column. *Applied Surface Science*, 330 (2015) 148 – 157



# **Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forage des localités de Tanlili et Lilgomdé au Nord du Burkina Faso**

## **1 Introduction**

L'eau est essentielle pour la santé des humains et des autres êtres vivants, et l'approvisionnement adéquat de l'eau potable est important pour le développement socio-économique d'une nation [1]. Les eaux issues des nappes souterraines et les eaux de surfaces sont des ressources exploitées par l'homme pour divers usages. La composition chimique d'une eau issue du milieu naturel est très variable et dépend de la nature géologique du sol d'où elle provient et aussi des substances réactives qu'elle rencontre lors de l'écoulement [2]. Par conséquent, l'eau qui est source de vie pour les populations rurales, peut devenir source de maladies à cause de la consommation des eaux dont les teneurs en arsenic est élevée.

Les eaux souterraines sont traditionnellement les sources en eau privilégiées pour l'eau potable, car plus à l'abri des pollutions que les eaux de surface. Toutefois, certaines caractéristiques minimales sont exigées pour qu'elles puissent servir à la production d'eau potable qui doivent elles-mêmes satisfaire à des normes de qualité physico-chimique et biologique [3]. La qualité naturelle des eaux souterraines peut être altérée par l'activité anthropique ou par des phénomènes naturels. Les contaminations d'origine géogène les plus fréquentes dans le monde sont celles dues à l'arsenic et au fluor.

La présence de l'arsenic dans les eaux souterraines a été constatée dans plusieurs localités du Burkina Faso où les concentrations en arsenic dans les puits sont extrêmement élevées par rapport à la norme de l'OMS (0,01 mg/L). Ces dernières années, de fortes concentrations en arsenic ont été mises en évidence dans des eaux souterraines de la région du Nord du Burkina Faso où des études ont révélé des signes d'imprégnation arsenicale au sein des populations des villages de Tanlili et Lilgomdé. Ces signes étaient essentiellement des hyperkératoses et des hyperpigmentations. L'arsenic se trouve en particulier dans des sédiments de roches volcaniques qui contiennent des minerais d'or et des sulfures. Bien qu'encore artisanale, l'extraction de l'or est en pleine expansion depuis plusieurs années dans le pays. Les minéraux soufrés présents dans les

filons contiennent de la pyrite et de l'arsénopyrite qui pourrait être à l'origine de cette contamination de ces forages.

Une étude menée sur les eaux souterraines de la région du Nord Burkina Faso montre que l'arsenic est présent dans une gamme de concentrations comprise entre 0,05 à 1,630 mg/L [4].

Les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement des habitants des localités de Tanlili et Lilgomdé. Le présent chapitre s'intéresse à l'étude de la qualité physico-chimique des eaux de forages des localités de Tanlili et de Lilgomdé, ainsi qu'à la détermination des principaux faciès chimiques. Il est important de connaître certains paramètres physico-chimiques, qui pourraient être la cause de nombreux problèmes car la mauvaise qualité de l'eau de boisson est un problème de santé publique.

## **2 Présentation de la zone d'étude**

Les sites d'étude (**Figure III.1**) appartiennent au degré carré de Kaya situé entre le parallèle 13° et 14° de latitude Nord et les méridiens 1° et 2° de longitude Ouest. Les zones d'étude se situent à proximité de la ville de Ouahigouya dans les provinces du Yatenga et Zondoma au Nord du Burkina Faso. Comme la région se trouve à la lisière Sud du Sahel, le climat est aride avec une pluviométrie annuelle généralement inférieure à 600 mm [4].

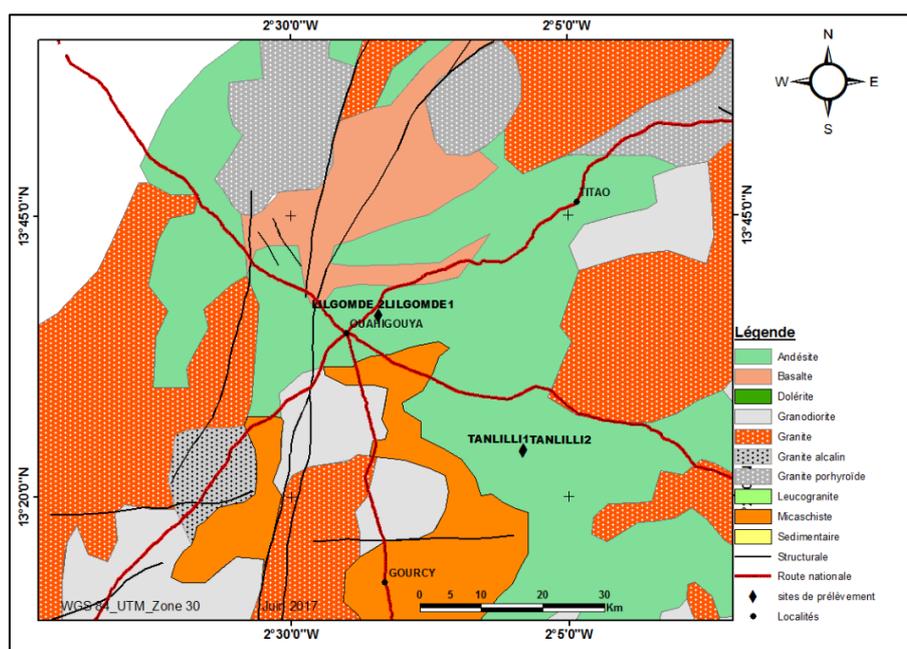
Les villages de Tanlili et Lilgomdé dont les forages ont fait l'objet de cette étude sont situés respectivement à environ 40 km et 10 km de Ouahigouya chef-lieu de cette région. La région est caractérisée par une longue saison sèche d'octobre à mai et une saison pluvieuse de juin à septembre. La végétation se compose de steppe boisée et il n'y a pas de cours d'eau permanents dans la région. L'agriculture et l'élevage sont les activités dominantes des populations locales.

Les études des caractérisations physico-chimiques des eaux ont été menées du mois de janvier au mois de décembre 2015 avec un intervalle de prélèvement de deux mois. Les coordonnées des forages des villages de Tanlili et Lilgomdé qui ont fait l'objet de cette étude sont consignées dans le **tableau III.1**. La **Figure III.2** représente la zone de Ouahigouya avec les différentes concentrations en As dans les forages et puits.

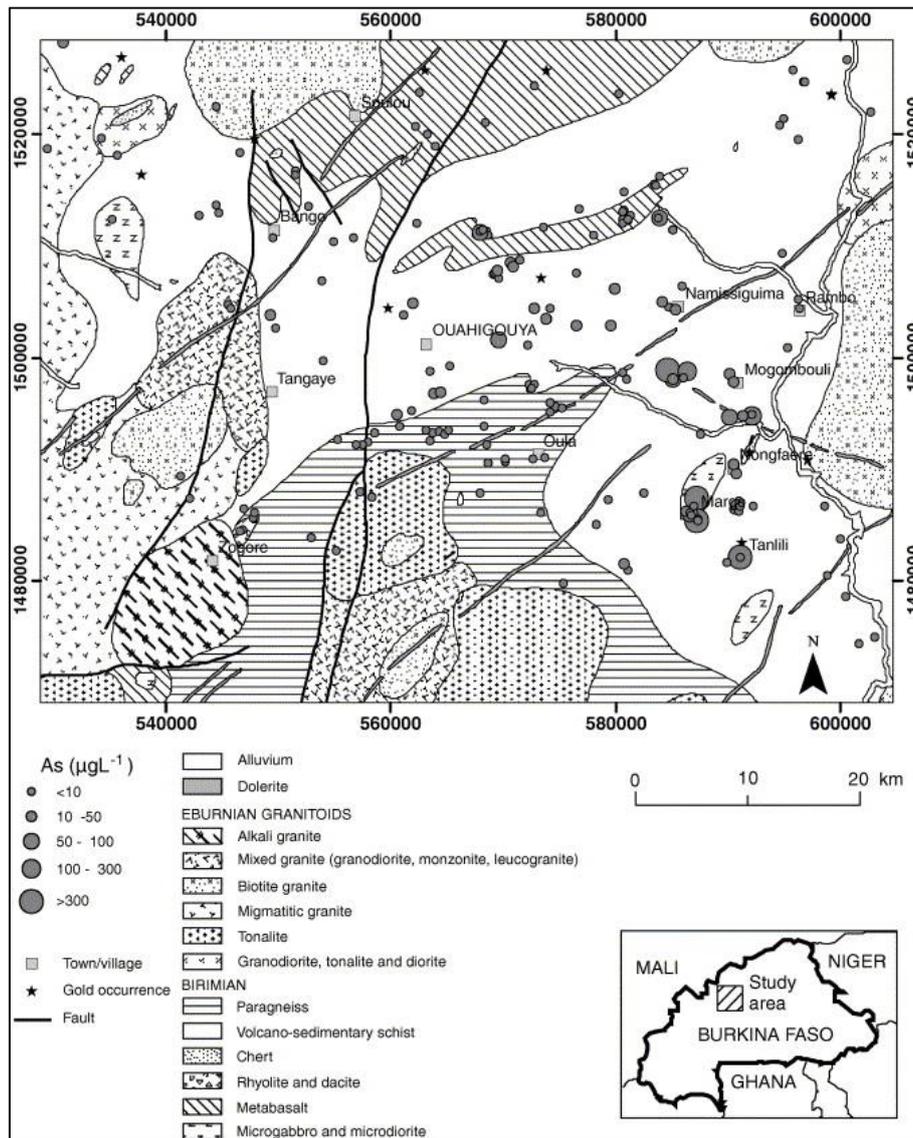
**Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forages des localités de Tanlili et de Lilgomdé au Nord du Burkina Faso**

**Tableau III. 1 :** Références et coordonnées géographiques des sites d'étude

Villages	Forages	Références	Coordonnées géographiques	
			Latitude Nord	Longitude Ouest
Tanlili	1	1996/DRHN/28057/001	13°24'19,8''	02°09'34,1''
	2	1997/DRHN/28057/002	13°24'18,1''	02°09'32,6''
Lilgomdé	1	1990/DRHN/290715/003	13°36'53,7''	02°22'22,8''
	2	1986/DRHN/290715/001	13°36'43,8''	02°22'15,1''



**Figure III. 1 :** Localisation des sites d'études sur la carte de Yatenga (Région du nord du Burkina Faso)



**Figure III. 2 :** Carte géologique de la zone de Ouahigouya montrant les concentrations d'arsenic dans les eaux souterraines provenant des forages et des puits [4]

### 3 Prélèvement et mesures

Pour atteindre les objectifs assignés à cette étude, la méthodologie suivante a été adoptée pour la caractérisation des eaux de forage. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène et conservés à 4 °C pour les analyses au laboratoire. Deux flacons séparés ont été prélevés. Le premier flacon a été acidifié avec  $\text{HNO}_3$  (0,1% v/v) pour l'analyse des cations majeurs et le second non acidifié pour l'analyse des anions.

## 4 Mesures *in situ*

### 4.1 La température

La température d'une eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques [5, 6]. Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci, en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques [7]. Dans la région d'étude, les résultats obtenus montrent que la température ne présente pas de grandes variations d'un puits à l'autre (**Figure III.3**). La température des eaux des forages varie entre 28 et 33 °C, avec des moyennes autour de  $31,4 \pm 1,6^{\circ}\text{C}$  ;  $31,1^{\circ}\text{C} \pm 1,7$  ;  $31,6^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$  et  $31,5 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$  respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2.

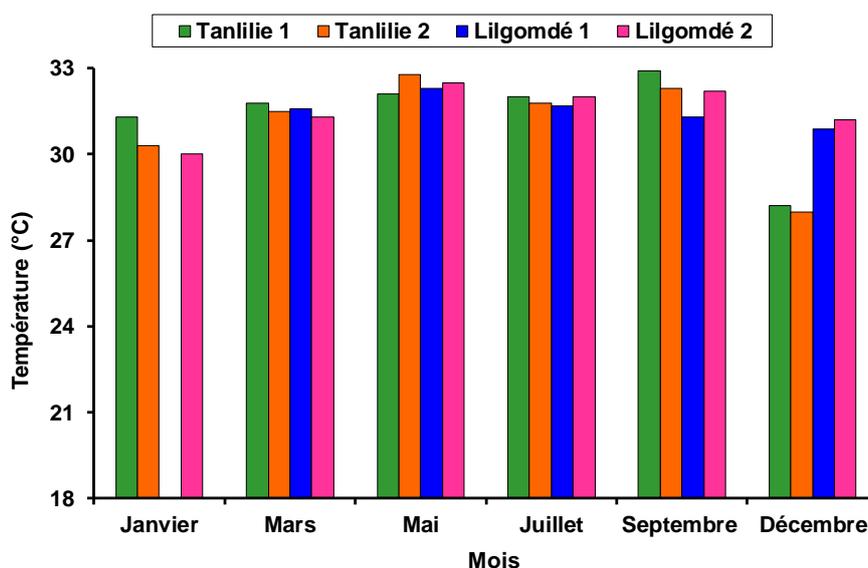


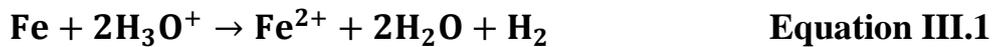
Figure III. 3 : Variation de la Température au cours de l'année

### 4.2 Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est l'une des mesures que l'on doit effectuer le plus fréquemment car il est relié à la teneur en ions hydronium ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) et donc à l'acidité et l'alcalinité de l'échantillon. Il représente le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend de facteurs multiples dont l'origine de l'eau [8].

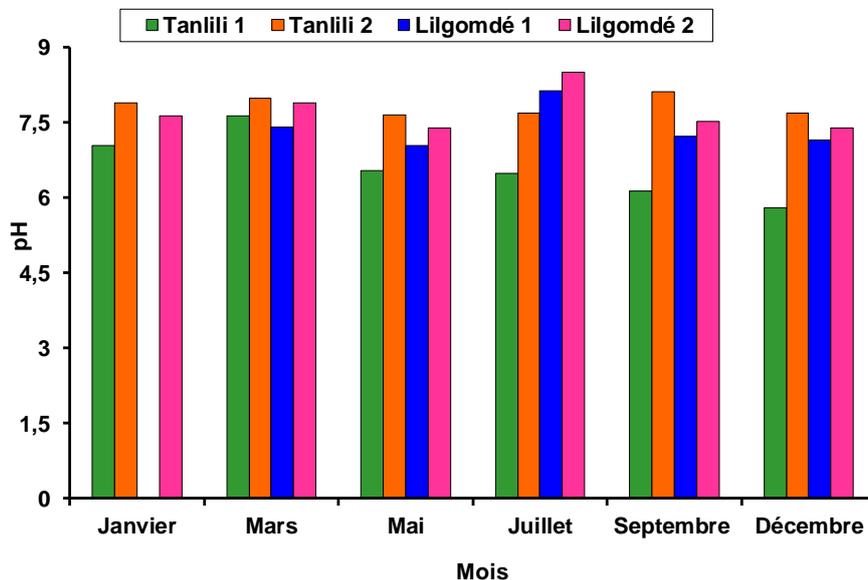
Le pH diminue en présence de teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage lorsque l'évaporation est importante. Les valeurs

du pH des eaux étudiées ne montrent pas une variation notable, avec un minimum de 5,8 et un maximum de 8,5 (**Figure III.4**). Les pH sont voisins de la neutralité avec un caractère plus ou moins alcalin à l'exception du forage N°1 de Tanlili qui a un caractère acide. La plupart des eaux présentent un caractère alcalin bicarbonaté du fait que le pH est inférieur à 8,3. Les pH enregistrés au cours de cette campagne ont une moyenne de  $6,6 \pm 0,6$  ;  $7,8 \pm 0,2$  ;  $7,4 \pm 0,4$  et  $7,7 \pm 0,4$  respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2. Tous nos échantillons se situent dans la gamme recommandée par l'OMS (6,5 – 8,0) [9]. Un contact prolongé, notamment la stagnation de l'eau dans les tuyaux en acier pendant les pauses de la nuit peut engendrer le phénomène de corrosion selon la réaction suivante [9].



La présence des ions  $\text{Fe}^{2+}$  engendrés par ce mécanisme expliquerait la coloration rougeâtre de l'eau dans les premières heures de pompage dans la matinée.

D'une manière générale, les valeurs de pH obtenues pour ces eaux souterraines sont conformes aux résultats obtenus par d'autres études publiées dans la littérature car dans la plupart des eaux souterraines, le pH est compris entre 6 et 8,5 [8,10].



**Figure III. 4 :** Variation du potentiel hydrogène au cours de l'année

### 4.3 La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) représente la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle est proportionnelle à la minéralisation de l'eau, ainsi plus l'eau est riche en sels minéraux ionisés, plus la conductivité est élevée. Elle est également fonction de la température de l'eau, elle est plus importante lorsque la température augmente [11].

Les valeurs de la conductivité électrique obtenues varient d'une part entre 64  $\mu\text{S/cm}$  et 386  $\mu\text{S/cm}$  pour les forages de Tanlili et d'autre part entre 290  $\mu\text{S/cm}$  et 465  $\mu\text{S/cm}$  pour les forages de Lilgomdé (**Figure III.5**). Il est à noter que tous les forages à l'exception du forage N°1 de Tanlili sont fortement minéralisés. Le forage N°1 de Tanlili a une moyenne annuelle en dessous de la norme de l'OMS et très variable au cours de l'année, tandis que le forage N°2 de Tanlili et les deux forages de Lilgomdé ont des moyennes respectivement autour de  $323,6 \pm 76,3 \mu\text{S/cm}$  ;  $375,8 \pm 20,7 \mu\text{S/cm}$  et  $397,8 \pm 59,2 \mu\text{S/cm}$ . Ces valeurs sont toutes au-dessus de la norme de l'OMS qui est de 300  $\mu\text{S/cm}$  [12]. Ces valeurs élevées au niveau du forage N°2 de Tanlili et les deux forages de Lilgomdé pourraient être dues au fait que les eaux sont riches en ions monovalents et divalents, et aussi à la salinité totale [13].

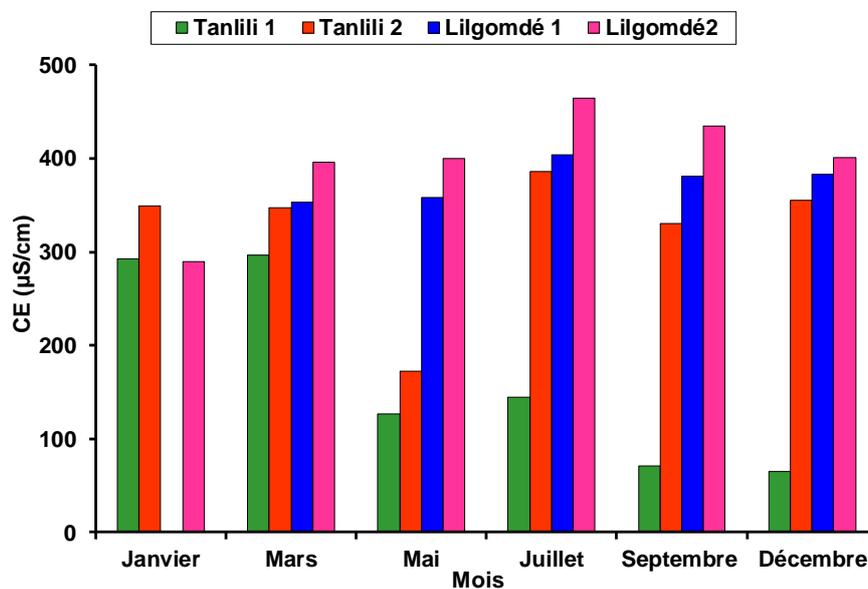
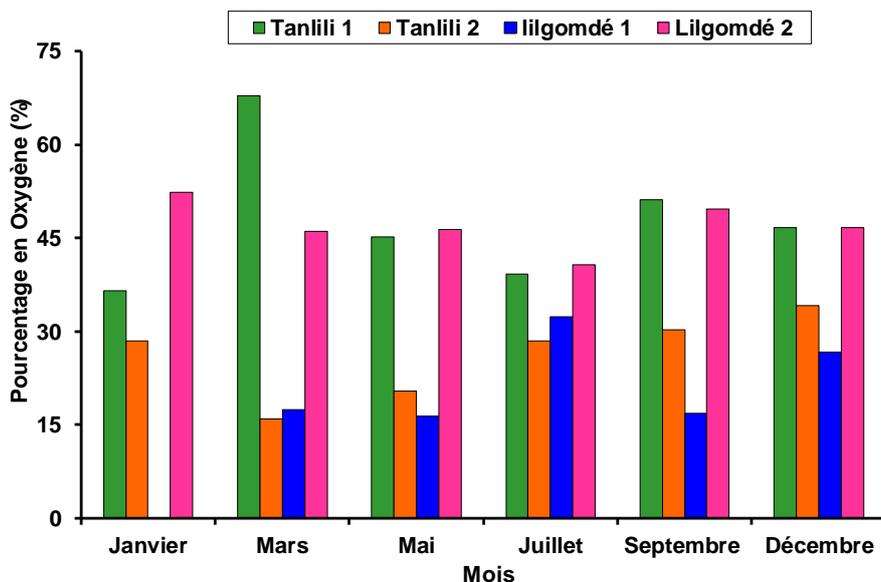


Figure III. 5 : Variation de la conductivité électrique au cours de l'année

### 4.4 L'oxygène dissous (%)

La teneur en oxygène dissous renseigne sur les activités métaboliques du milieu. L'augmentation de l'oxygène dissous dans les eaux souterraines traduit une nette dégradation de la qualité des eaux de forages.

Le pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> dans les eaux de forage est représenté sur la **figure III.6** et varie entre 16% et 68% au cours de la campagne d'étude avec des moyennes autour de  $47,7 \pm 11,1\%$  ;  $26,3 \pm 6,7\%$  ;  $21,9 \pm 7,2\%$  et  $46,9 \pm 3,9\%$  respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2. Ces valeurs du pourcentage de saturation de ces eaux sont en accord avec les valeurs du potentiel redox.

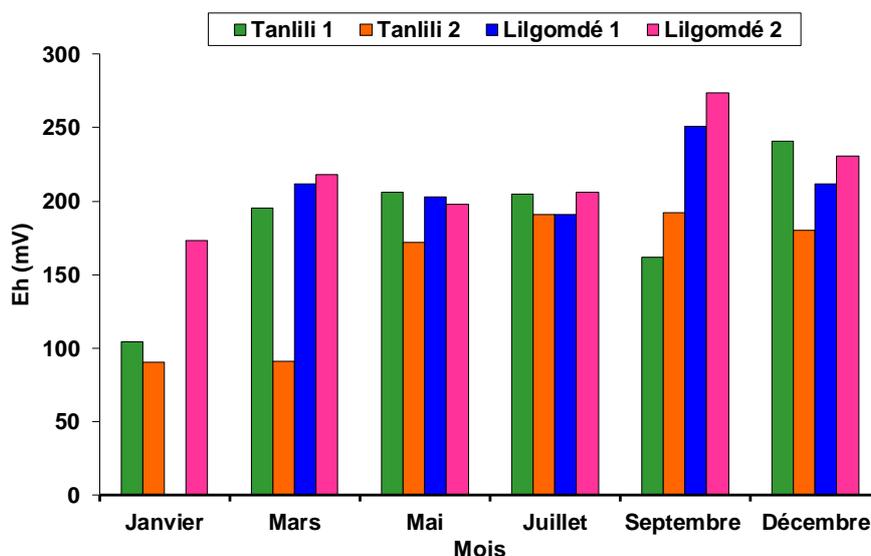


**Figure III. 6 :** Variation du pourcentage de saturation en oxygène au cours de l'année

#### 4.5 Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Dans les systèmes aqueux, le potentiel redox affecte les états d'oxydation des éléments (H, C, N, O, S, Fe etc). Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Quand les concentrations en oxygène diminuent, le milieu devient plus réducteur, ce qui se traduit par une diminution du potentiel redox.

Le potentiel redox des échantillons varie entre 90 mV et 274 mV (**Figure III.7**). Des valeurs faibles ont été enregistrées au cours de la première campagne, et avec les campagnes qui ont suivi, les valeurs moyennes enregistrées étaient autour de  $185,50 \pm 47,25$  mV ;  $152,7 \pm 48,7$  mV ;  $213,8 \pm 22,5$  mV et  $216,7 \pm 34,2$  mV respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2. Ces valeurs sont bien en accord avec celles de l'oxygène dissous qui sont faibles dans des eaux de Tanlili et Lilgomdé.



**Figure III. 7 :** Variation du potentiel redox au cours de l'année

## 5 Analyses au laboratoire

### 5.1 L'indice de Ryznar (IRz)

L'indice de Ryznar (IRz) permet de définir la tendance agressive ou entartrante d'une eau. Des classes de risques de corrosion sont établies en fonction des valeurs de IRz (**Tableau III.2**).

Nous avons des valeurs moyennes au cours de l'année autour de  $9,4 \pm 0,7$  ;  $8,9 \pm 0,2$  ;  $9,3 \pm 0,5$  et  $9,2 \pm 0,3$  respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2. Toutes les eaux analysées ont un indice de Ryznar supérieur à  $8,5$  °F (**Figure III.8**), ce qui explique le caractère corrosif de ces eaux.

Pour confirmer ou infirmer l'agressivité des eaux des localités de Tanlili et Lilgomdé, nous avons calculé d'autres indices donnant une idée sur l'agressivité des eaux. Il s'agit de l'indice Langelier et de l'indice de Leroy.

L'indice de Langelier (IL) est défini par la **relation III.1** [14].

$$IL = pH - pH_s \quad \text{Relation III.1}$$

Si l'indice de Langelier est positif, l'eau est incrustante et fait précipiter le carbonate de calcium sous l'action de  $CO_2$  et s'il est négatif l'eau est agressive.

L'indice de Leroy (ID) est défini par la **relation III.2** [14].

$$ID = \frac{TAC}{TH} \qquad \text{Relation III.2}$$

TAC et TH sont le titre alcalimétrie complet et la dureté totale respectivement.

Il permet de confirmer ou non la tendance à la corrosion d'une eau, avec des concentrations exprimées en meq/L. L'eau est considérée comme faiblement corrosive si l'indice est compris entre 0,7 et 1,3 et corrosive si l'indice est supérieur à 1,3.

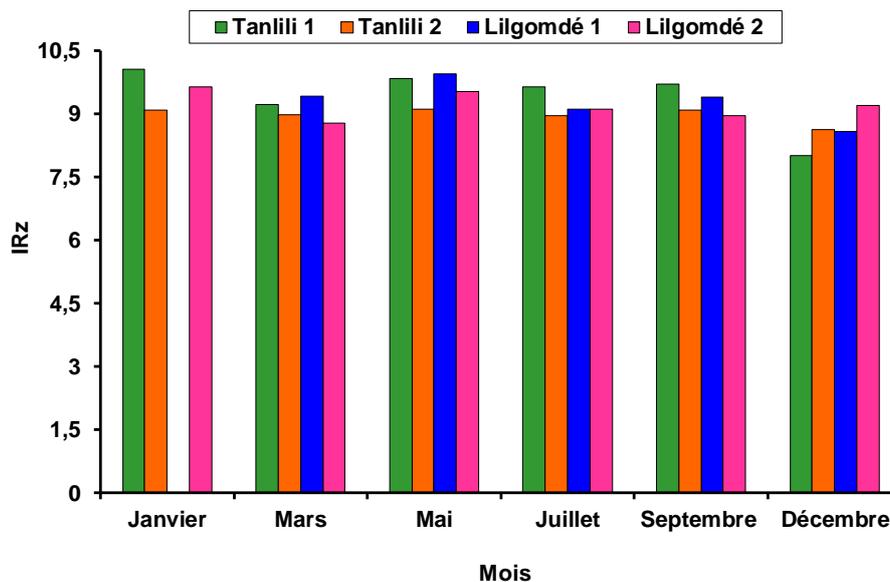
Les indices de Langelier calculés à partir de la **relation III.1** sont -1,4 ; -0,6 ; -1 et -0,7 pour Tanli1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2 respectivement. Ces indices sont tous négatifs, ce qui suggère un caractère agressif des eaux.

Pour les indices de Leroy, calculés à partir de la **relation III.2**, et qui sont de 1,7 ; 3,2 ; 2,3 et 2,4 respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2. Ces indices sont tous supérieurs à 1,3, ce qui suggère un caractère corrosif des eaux des deux localités.

Les indices de Langelier et de Leroy ont permis de confirmer la corrosivité et l'agressivité des eaux de Tanlili et Lilgomdé.

**Tableau III. 2** : Relation entre IRz et la tendance incrustante ou corrosive de l'eau [15]

Indice de Ryznar (IRz)	Tendance
$IRz \leq 7$	Eau non corrosive
$7 < IRz \leq 7,5$	Eau faiblement corrosive
$7,5 < IRz \leq 8$	Eau moyennement corrosive
$8 < IRz$	Eau corrosive



**Figure III. 8 :** Variation de l'indice de Ryznar au cours de l'année

## 5.2 La dureté ou le titre hydrotimétrique (TH)

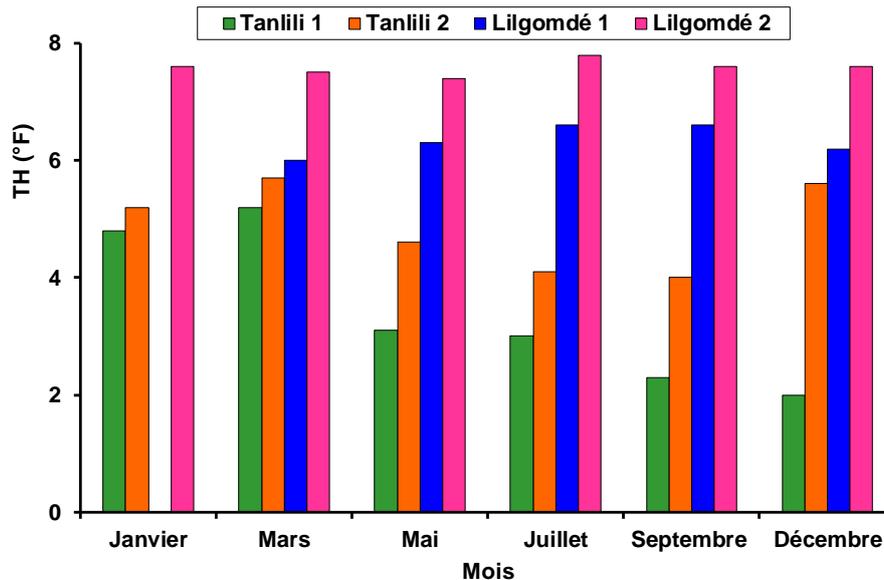
La dureté totale d'une eau est produite par les sels de calcium et de magnésium qu'elle contient. Elle s'exprime généralement en degré français (°F). Plus elle en contient, plus elle est dure. Selon le guide de l'OMS, boire de l'eau calcaire ou dure n'est pas contre-indiqué. L'eau calcaire participe à l'apport journalier en calcium dont l'organisme a besoin (solidification des os, fonctionnement des muscles, transmission de l'influx nerveux, processus de coagulation du sang).

La dureté des échantillons analysés varie entre 2 et 5,7°F pour les forages de Tanlili avec des valeurs moyennes autour de  $3,4 \pm 1,3$  et  $4,9 \pm 0,7$  °F respectivement pour Tanlili 1 et Tanlili 2, et de 6,0 à 7,8 °F pour les forages de Lilgomdé avec des valeurs moyennes autour de  $6,3 \pm 0,7$  et  $7,6 \pm 0,1$  °F respectivement pour Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2.

En se référant au **tableau III.3**, nous pouvons noter que tous les échantillons d'eaux des deux localités présentent des valeurs de dureté faibles et peuvent être classées parmi les eaux douces. La **figure III.9** présente la variation de la dureté au cours de l'année.

**Tableau III. 3 :** Norme pour la dureté des eaux de boisson d’après l’O.M. S [16]

TH (°F)	0 – 7	7 – 15	15 – 25	25 – 42	≥ 42
Eau	Très douce	Douce	Moyennement dure	Dure	Très dure

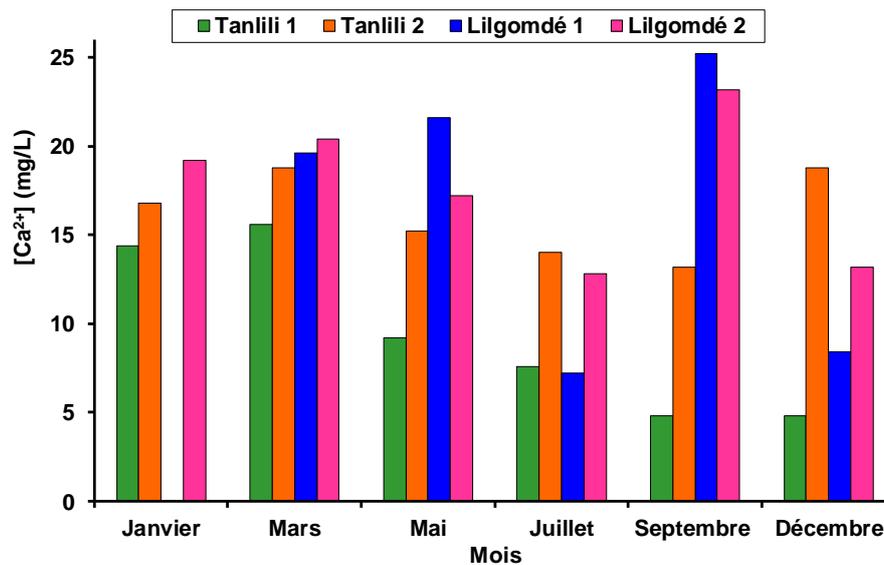


**Figure III. 9 :** Variation de la dureté totale au cours de l’année

### 5.3 Le calcium

Il est le composant majeur de la dureté de l’eau, et l’élément dominant des eaux naturelles. Lorsque sa teneur dans l’eau dépasse la norme, il provoque l’entartage dans les canalisations.

La teneur en calcium des échantillons est comprise entre 4,8 et 25,2 mg/L au cours de la campagne d’étude avec des moyennes autour de  $9,4 \pm 4,7$  ;  $16,1 \pm 2,4$  ;  $16,4 \pm 8,1$  et  $17,7 \pm 4,1$  mg/L respectivement pour Tanlili 1, Tanlili 2, Lilgomdé 1 et Lilgomdé 2 (**Figure III.10**). Ces valeurs sont inférieures à la norme de l’OMS qui est de 270 mg/L [12].

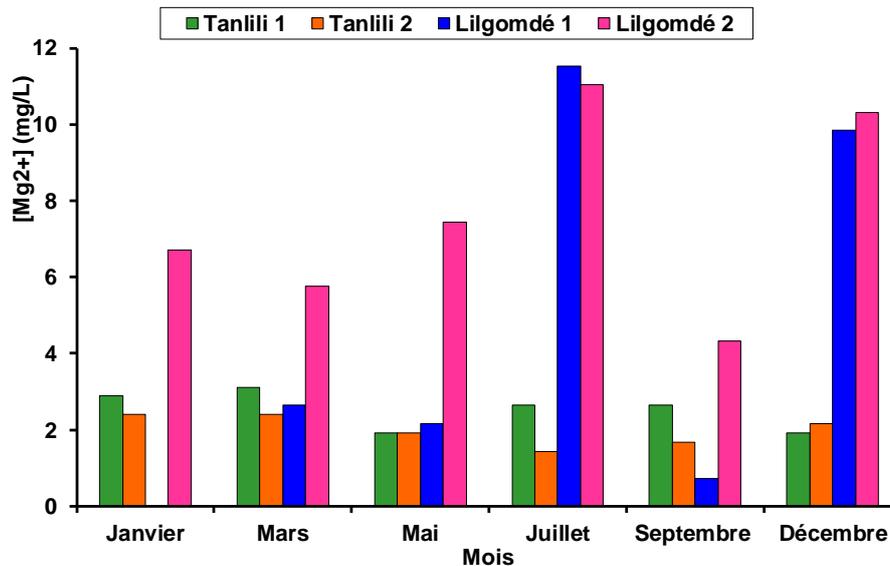


**Figure III. 10 :** Variation de la teneur en calcium au cours de l'année

#### 5.4 Le magnésium

Le magnésium constitue le deuxième élément significatif de la dureté de l'eau après le calcium. Il est un élément indispensable pour la croissance. Il intervient comme élément plastique dans l'os et comme élément dynamique dans les systèmes enzymatique et hormonaux.

Les teneurs en magnésium sont comprises entre 1,9 et 3,1 mg/L pour le forage N°1 de Tanlili, 1,4 et 2,4 mg/L pour le forage N°2 de Tanlili, 0,7 et 11,5 mg/L pour le forage N°1 de Lilgomdé et pour Lilgomdé 2 la concentration est comprise entre 4,3 et 11,1 mg/L. Les variations des teneurs en magnésium sont très faibles au cours de la campagne d'étude. Les valeurs du magnésium sont présentées sur la **figure III.11**.

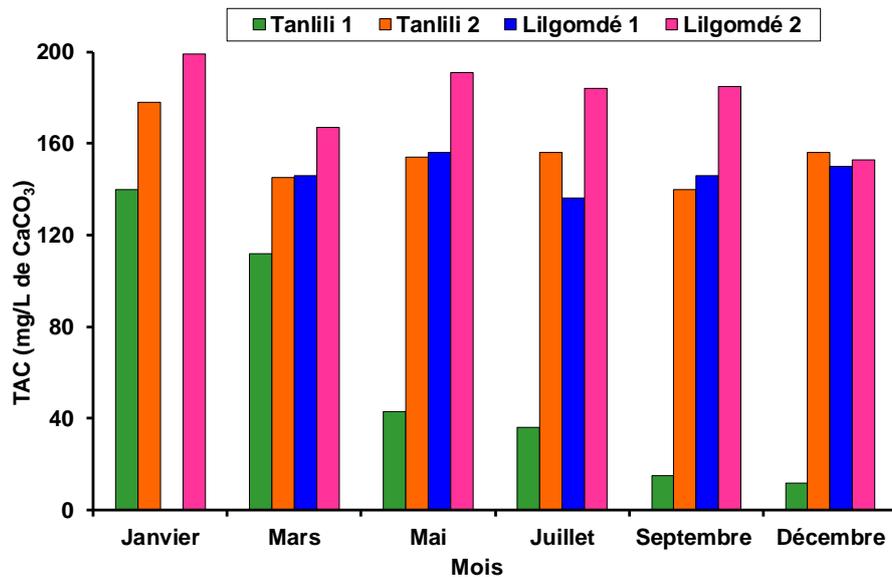


**Figure III. 11 :** Variation de la teneur en magnésium au cours de l'année

### 5.5 Le titre alcalimétrique complet (TAC)

Les valeurs relatives du titre alcalimétrique (TA) et du titre alcalimétrique complet (TAC) permettent de connaître les quantités d'hydroxydes, de carbonates ou de bicarbonates alcalins ou alcalinoterreux présents dans l'eau. Le TAC caractérise le pouvoir tampon de l'eau, c'est-à-dire la capacité d'influence d'un produit acide ou basique sur le pH de l'eau. Le titre alcalimétrique complet (TAC) dans les eaux analysées est essentiellement dû aux ions bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) car le TA est nul.

La variation du TAC (**Figure III.12**) au cours de l'année ne montre pas une grande variation pour l'ensemble des forages étudiés à l'exception du forage 1 de Tanlili où les valeurs décroissent au cours de l'année passant de 140 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  à 11,7 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . Quant aux autres sites, le TAC varie de 156 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  à 187 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  pour le forage 2 de Tanlili, 136 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  à 156 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  et 153 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  à 199 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  respectivement pour les forages 1 et 2 de Lilgomdé. Plus le TAC est élevé, plus il est difficile de faire varier le pH de l'eau. Ainsi, les alcalinités assurent la protection des métaux contre la corrosion [9].



**Figure III. 12 :** Variation du Titre Alcalimétrie Complet au cours de l’année

### 5.6 Les bicarbonates

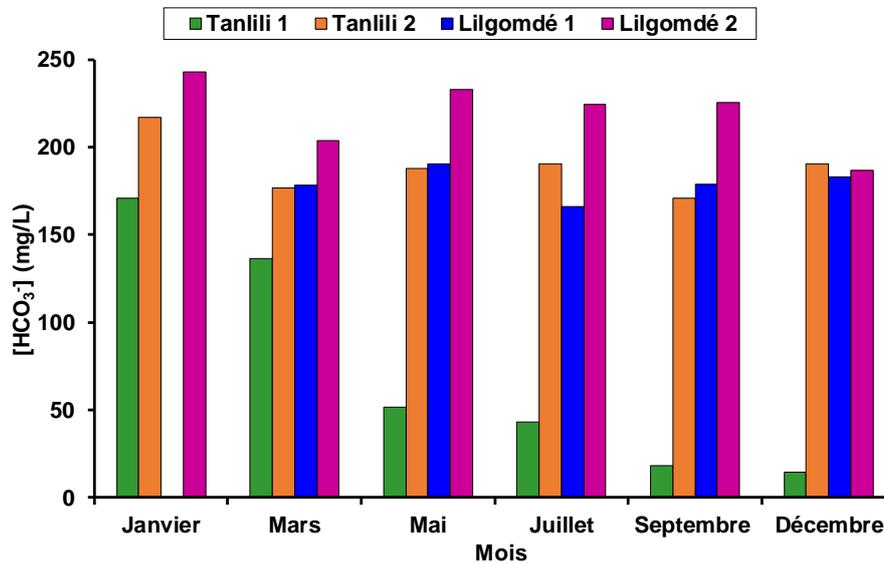
La teneur en bicarbonates dans les eaux souterraines dépend surtout de la présence des minéraux carbonatés dans le sol et l’aquifère. La teneur en bicarbonates des eaux souterraines, non soumises aux influences anthropiques, varie entre 50 et 400 mg/L. Les valeurs médianes des teneurs en bicarbonates se situent autour de 302 mg/L dans le domaine des eaux souterraines non polluées [6].

Les teneurs en bicarbonates dans nos échantillons d’eau ont été déterminées et représentée à la **figure III.13**. Ces ions peuvent provenir de la dissolution de formations carbonatées selon la réaction suivante :



Les teneurs en bicarbonates des forages étudiés varient comme suit : 14,3 mg/L à 170,8 mg/L (Tanlili 1), 170,8 mg/L à 217,2 mg/L (Tanlili 2), 16,9 mg/L à 190,3 mg/L (Lilgomdé 1) et 186,7 à 242,8 mg/L (Lilgomdé 2). Le forage 2 de Lilgomdé présente les valeurs les plus élevées de dureté, de conductivité et de bicarbonate par rapport aux autres forages. Ces valeurs élevées peuvent

s'expliquer par le fait que la minéralisation se traduit par la teneur globale en sels dissous tels que les carbonates, les bicarbonates, les sulfates, etc.



**Figure III. 13 :** Variation de la teneur en ion ions hydrogénocarbonates au cours de l'année

### 5.7 Les anions (Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

En milieu naturel, la concentration en nitrate dépasse rarement 0,45 mg/L. Au niveau de la zone d'étude, les teneurs en nitrates sont très faibles et varient durant la période d'étude entre 5,32 mg/L et 19,64 mg/L (**Tableau III.4**). Ces teneurs restent très inférieures à la valeur admissible par la norme OMS qui est de 50 mg/L [9], de ce fait les eaux étudiées ne sont pas sujettes à une pollution par les nitrates. Quant aux trois autres anions, à savoir les ions sulfate, chlorure et phosphate, les teneurs sont très variables et faibles au cours de la campagne d'étude. Nous pouvons dire que les teneurs de ces anions sont très faibles dans les forages des villages qui ont fait l'objet de notre étude.

### 5.8 Les cations

Les concentrations en As, K, Na, Al, Ba, Cu, Mn et Fe déterminées par ICP-AES sont consignées dans le **tableau III.4**. Les teneurs de ces éléments sont faibles et inférieures aux valeurs guides de l'OMS, à l'exception de l'arsenic et de l'aluminium dont les teneurs sont supérieures à la norme de l'OMS. Nous remarquons dans ce tableau que les teneurs en arsenic total sont supérieures à la norme de l'OMS (0,01 mg/L). Le forage 2 de Tanlili a une teneur en As total très

élevée atteignant plus de cent fois la concentration autorisée par l’OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine.

Le fer est indispensable pour le corps humain, mais de très fortes concentrations affectent les propriétés organoleptiques de l’eau et tâchent aussi le linge. La valeur guide de l’OMS du fer total dans l’eau de boisson est de 0,3 mg/L [17]. Les forages d’eau analysés ont une concentration en fer total supérieure à la valeur guide de l’OMS, à l’exception du forage 1 de Lilgomdé.

**Tableau III. 4 :** Teneurs moyennes des ions des eaux de Tanlili et Lilgomdé

Concentration en éléments chimiques (mg/L)												
Forages	Al	As	Ba	Cu	Fe	K	Mn	Na	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
<b>Lilgomdé 1</b>	0,23	0,10	<LD	0,004	0,07	2,17	0,002	35,65	3,64	19,64	1,49	0,99
	±	±	*	±	±	±	±	±	±	±	±	±
<b>Lilgomdé 2</b>	0,07	0,01		0,001	0,02	0,08	0,001	2,19	0,01	0,01	0,01	0,01
	0,29	0,13	0,03	0,007	0,44	3,89	0,003	29,08	1,11	6,49	0,13	4,59
<b>Tanlili 1</b>	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,02	0,01	0,01	0,001	0,01	0,08	0,001	1,35	0,01	0,01	0,01	0,01
<b>Tanlili 2</b>	0,69	0,24	0,16	0,36	1,64	1,61	4,12	3,38	3,13	13,91	0,78	1,96
	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
<b>Valeurs OMS</b>	0,12	0,05	0,01	0,02	0,07	0,19	0,23	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	0,41	1,99	0,01	0,09	1,09	3,76	0,09	46,42	0,24	5,31	0,93	1,60
<b>Valeurs OMS</b>	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,11	0,06	0,01	0,01	0,37	0,12	0,01	1,77	0,01	0,01	0,01	0,01
<b>Valeurs OMS</b>	0,2	0,01	1,3	2	0,3	**	**	**	**	50	**	**

\*Limite de détection

\*\* Pas de valeur guide OMS

La minéralisation des eaux souterraines des localités de Tanlili et Lilgomdé est contrôlée par la nature des formations géologiques présentes dans la région. En effet, l'origine des ions dans les eaux souterraines est contrôlée par le contact eau-roche. La géologie de la région est dominée par des roches volcano-sédimentaires et plutoniques, des roches granitiques et alcalino-granitiques et de l'arsénopyrite.

Les ions calcium présents dans les eaux de cette localité sont issus de l'altération des roches et de l'hydrolyse des minéraux silicatés. Le rapport  $Mg^{2+}/Ca^{2+}$  des eaux des forages varie entre 0,1 et 0,8 à l'exception de Lilgomdé 1 qui a un rapport de 1,6, ce qui reste pour l'ensemble des forages inférieur à 1. Cela indique que les ions  $Mg^{2+}$  sont issus de la décomposition des minéraux ferromagnésiens dans les roches de la région [18].

Les ions chlorure, sulfate, nitrate et une partie des cations majeurs proviennent des eaux de pluie et du lessivage des sols. En effet, les teneurs en chlorures et sulfates sont habituellement faibles dans les réservoirs du socle cristallin de l'Afrique de l'Ouest [19]. Dans la zone d'étude, l'origine du fer dans l'eau est essentiellement liée à la nature des formations géologiques. En effet, cet élément se retrouve dans les eaux souterraines après altération de la roche mère.

La teneur importante de l'arsenic dans les eaux souterraines est généralement liée à la nature géologique du sol faite en partie de minéralisation de l'arsenic et de roches volcano-sédimentaires du Birrimien [20]. Ces sols renferment des minéraux tel que l'arsénopyrite dont la proportion en élément arsenic est relativement élevée.

## **6 Faciès hydrochimiques**

L'étude du chimisme des eaux a pour but d'identifier les faciès chimiques des eaux et la qualité de potabilité. Elle permet de suivre aussi l'évolution spatiale des paramètres physico-chimiques et d'estimer leur origine en les corrélant avec la géologie et la piézométrie. Dans le but de bien identifier les faciès hydrochimiques et d'avoir une indication sur l'aspect qualitatif des eaux souterraines, la représentation graphique des résultats d'analyses s'avère un outil inévitable. On a eu recours au diagramme de Piper pour pouvoir répondre à ces questions. Ces diagrammes ont été réalisés en utilisant le logiciel Diagrammes 5.6, conçu par Roland Simler (Laboratoire d'hydrogéologie, Université d'Avignon, 2007) [21]. Il est composé de deux triangles permettant de représenter le faciès cationique et le faciès anionique et d'un losange synthétisant le faciès global. Ce type de diagramme est particulièrement adapté pour étudier l'évolution

**Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forages des localités de Tanlili et de Lilgomdé au Nord du Burkina Faso**

---

---

du faciès des eaux lorsque la minéralisation augmente ou bien pour indiquer les types de cations et anions dominants et pour distinguer des groupes d'échantillons.

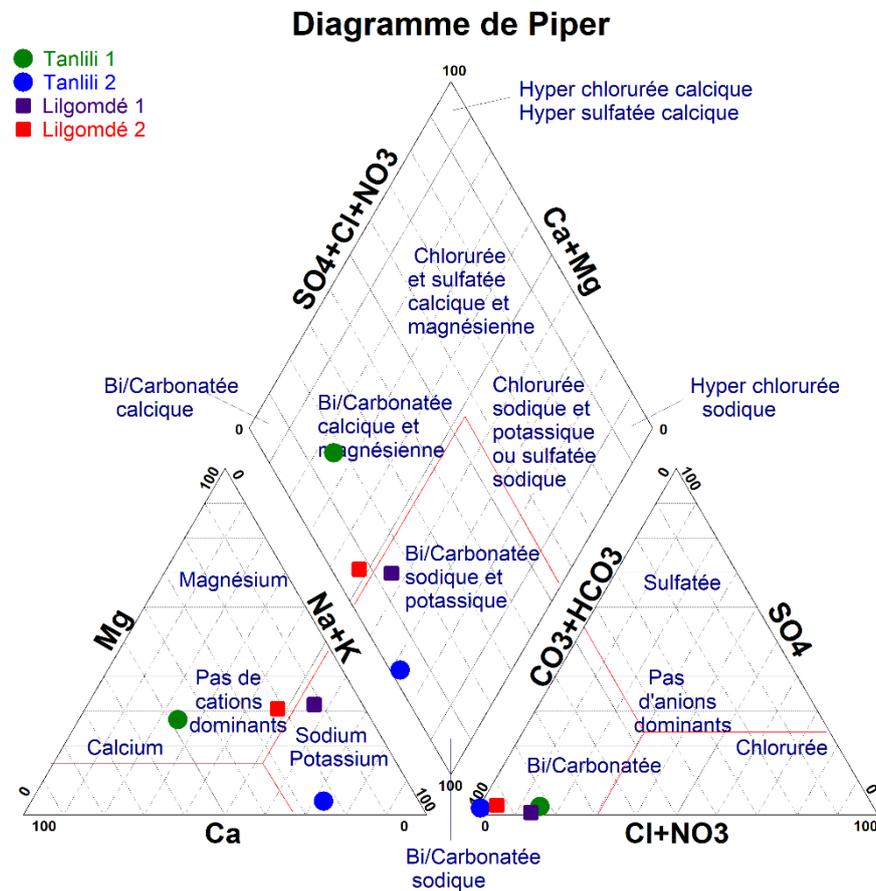
Les diagrammes de Piper (**Figures III.14 et 15**) des localités de Tanlili et Lilgomdé correspondent aux échantillons d'eau de deux campagnes de prélèvement.

A l'analyse du diagramme de Piper, il ressort que les eaux des villages de Tanlili et de Lilgomdé sont majoritairement carbonaté sodi-potassiques.

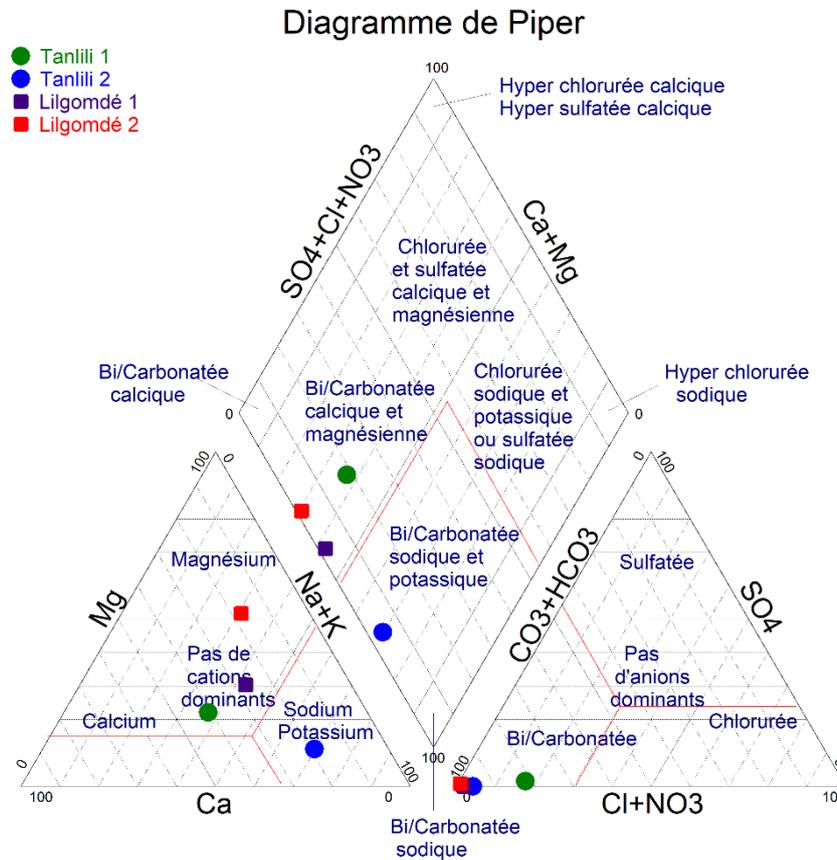
Sur le diagramme de Piper représenté à la **figure III.14** et correspondant à la campagne du mois de juillet qui est un mois en pleine saison pluvieuse, on observe dans le triangle des anions une prédominance des carbonates, qui traduit un faciès bicarbonaté. Dans le triangle des cations, aucun ion ne prédomine, ce qui traduirait un faciès mixte sodique, potassique et calcique. A l'analyse du losange, qui est la synthèse des deux triangles (anions et cations), on en déduit que ces résultats sont confirmés par un faciès global bicarbonaté, sodique et potassique.

Sur la **figure III.15**, nous avons représenté le diagramme de Piper correspondant aux échantillons de la campagne du mois de décembre qui est un mois correspondant à la fin de la saison pluvieuse. Comme pour la campagne de juillet, nous observons sur le triangle des anions une prédominance des carbonates, ce qui traduit un faciès bicarbonaté. Quant au triangle des cations, un faciès mixte sodique, potassique et magnésien est observé avec une faible empreinte calcique. Le faciès global nous confirme les résultats observés sur les deux triangles. Ce losange présente un faciès bicarbonaté calcique et magnésien avec une faible empreinte bicarbonaté sodique et potassique.

**Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forages des localités de Tanlili et de Lilgomdé au Nord du Burkina Faso**



**Figure III. 14 :** Diagramme de Piper des échantillons d'eau de Tanlili et Lilgomdé pour le mois de Juillet



**Figure III. 15 :** Diagramme de Piper des échantillons d'eau de Tanlili et Lilgomdé pour le mois de décembre

## 7 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons analysé les paramètres physico-chimiques des eaux des forages des localités de Tanlili et Lilgomdé utilisées comme source d'eau potable pour les populations rurales en vue d'évaluer leur potabilité. Ces forages constitueront les sites pour l'installation d'une unité pilote de traitement des eaux contaminées à l'arsenic. Cette étude a révélé que les eaux des deux localités ne sont pas conseillées pour la consommation humaine. Le paramètre qui décline ces eaux souterraines comme une eau de boisson est la teneur élevée en arsenic. Il y a donc lieu de procéder à une purification de ces eaux en vue de l'élimination de ce métalloïde très toxique. Le diagramme de Piper a permis de montrer que les eaux de ces deux localités sont bicarbonatées calciques et magnésiennes avec une faible empreinte bicarbonatée sodique et potassique.

***Chapitre III : Caractérisations physico-chimiques des eaux de forages des localités de Tanlili et de Lilgomdé au Nord du Burkina Faso***

---

---

La minéralisation des eaux souterraines est contrôlée par la nature des formations géologiques présentes dans la région. La teneur importante de l'arsenic dans les eaux souterraines est liée à la nature géologique du sol en partie de minéralisation aurifère et de roches volcano-sédimentaires du Birrimien et renfermant de l'arsénopyrite dont la proportion en élément arsenic est relativement élevée.

## Références bibliographiques

- [1] **J. C. NNAJI, S. OMOTUGBA**, Physico-chemical Quality of Drinking Water in New Bussa, Niger State, Nigeria. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, 4(44) (2014) 437 – 446.
- [2] **T. K. YAO, M-S. OGA, O. FOUCHÉ, D. BAKA, C. PERNELLE et J. BIEMI**, Évaluation de la potabilité chimique des eaux souterraines dans un bassin versant tropical : cas du Sud-Ouest de la Côte d’Ivoire, *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6 (2012) 7069 – 7086.
- [3] **S. GUERGAZI, S. ACHOUR**, Caractéristiques physico-chimiques des eaux d’alimentation de la ville de Biskra. *Pratique de la chloration. Larhyss Journal*, 04 (2005) 119 – 127.
- [4] **P. L. SMEDLEY, J. KNUDSEN, D. MAIGA**, Arsenic in groundwater from mineralised Proterozoic basement rocks of Burkina Faso. *Applied Geochemistry*. 22 (2007) 1074 – 1092.
- [5] **J. RODIER**, *L’analyse de l’eau*, 9e édition, Edition Dunod, 2009.
- [6] **N. NOUAYTI, D. KHATTACH, M. HILALI**, Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc). *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (2015) 1068 – 1081.
- [7] **M. L. BELGHITI, A. CHAHLAOUI, D. BENGOUNI, R. MOUSTAINÉ**, Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quadernaire dans la région de Meknès (Maroc). *Larhyss Journal*. 14 (2013) 21 – 36.
- [8] **H. EL BAKOURI**, Développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impact sur les eaux par utilisation des substances organiques naturelles (S.O.N). Thèse de l’Université Abdelmalek Essaadi, Maroc, 2006.
- [9] **A. AYOUBA MAHAMANE**, Contribution à l’étude de capteurs électrochimiques pour la détermination d’éléments traces métalliques dans une matrice aqueuse. Thèse de l’Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2015.
- [10] **S. OUANDAOGO-YAMÉOGO**, Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso, qualité et vulnérabilité. Thèse de l’Université d’Avignon et des Pays de Vaucluse, France, 2008.

- [11] **A. REGGAM, H. BOUCHELAGHEM, M. HOUHAMDI**, Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie) : Caractérisation et Analyse en Composantes Principales. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5) (2015) 1417 – 1425.
- [12] **A. AYOUBA MAHAMANE ET B. GUEL**, Caractérisations physico chimiques des eaux souterraines de la localité de Yamtenga (Burkina Faso). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 9(1) (2015) 517 – 533.
- [13] **N. TABOUCHE AND S. ACHOUR**, Etude de la qualité des eaux souterraines de la région orientale du Sahara septentrional algérien, *Larhyss Journal*, 03 (2004) 99 – 113.
- [14] **M. G. BIYOUNE, A. ATBIR, H. BARI, E. MONGACH, A. KHADIR, L. HASSNAOUI, L. BOUKBIR, M. EL HADEK**, Reminéralisation de l'eau osmosée par l'ajout de la chaux  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  dans la station de dessalement de Laâyoune (SDL). *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (2014) 2359 – 2364.
- [15] **A. LANDREAU ET P. VAUBOURG**, Cartographie de l'aptitude à la corrosion des eaux des principaux systèmes aquifères régionaux à nappe libre de la France (1/2000000). Ministère de l'industrie. Bureau de recherches géologiques et minières, 1979.
- [16] **M. M. TFEILA, M. O. S. A. OULED KANKOU, S. SOUABI, M. A. ABOULHASSAN, A. TALEB, M. BOUEZMARNI**, Suivi de la qualité physicochimique de l'eau du fleuve Sénégal : Cas du captage du Beni Nadji alimentant en eau potable les wilayas de Nouakchott. *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (1) (2016) 148 – 160.
- [17] **H. AMADOU, M.S. LAOUALI, A.S. MANZOLA**, Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux de la zone de Zinder (Sud-Est du Niger). *J. Appl. Biosci.*, 8 (2014) 1904 – 1916.
- [18] **K. E. AHOUSSE, Y. B. KOFFI, A. M. KOUASSI, G. SORO, AND N. SORO**, Étude hydrogéochimique des eaux des aquifères de fractures du socle Paléoprotérozoïque du Nord-Est de la Côte d'Ivoire : Cas de la région de Bondoukou. *Afrique Science*, 8(3) (2012) 51 – 68.
- [19] **Y. TRAVI, J. MUDRY**, Méthode pour l'évaluation et la gestion du risque nitrate dans les aquifères de socle de la zone sahéenne d'Afrique de l'ouest. *Revue d'Hydrogéologie*, 1 (1997) 13 – 21.
- [20] **A. K. SAKIRA**, Contribution au développement d'électrodes miniaturisées pour le dosage de métaux lourds à l'état de trace dans les eaux de consommation. Thèse de l'Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso, 2016.

[21] **S Roland**, Diagramme 5.6. Logiciel libre du laboratoire d'Hydrologie, Université d'Avignon, France, 2007.

# **Chapitre IV : Matières premières et caractérisations physico - chimiques**

## **1 Introduction**

Les latérites sont des matières premières minérales complexes dont l'usage nécessite une caractérisation préalable. Cette caractérisation permettra d'avoir une base de données sur les matières premières latéritiques afin de les utiliser dans des domaines appropriés, notamment le traitement des eaux contaminées par l'arsenic.

Cette partie est consacrée à la présentation des contextes géologiques des différentes localités où ont été prélevées les matières premières latéritiques servant de support à ce travail. Par la suite, nous déterminerons quelques propriétés minéralogiques, chimiques, et microstructurales des latérites.

Ces propriétés seront déterminées en utilisant plusieurs techniques qui sont entre autres la diffraction des rayons X (DRX), la spectrométrie infrarouge (IR), l'analyse chimique élémentaire, l'analyse thermique (TGA/DSC), la microscopie électronique à balayage, la capacité d'échange cationique et le point isoélectrique. Pour cette caractérisation, les échantillons de latérites ont été finement broyés et la fraction inférieure à 0,3 mm a été utilisée.

## **2 Matières premières latéritiques**

### **2.1 Techniques de prélèvement**

La méthode d'échantillonnage adoptée consistait à un fonçage de puits d'au moins cinquante centimètres de profondeur afin d'éliminer les déchets organiques et les impuretés. Des échantillons d'une masse d'environ 20 kg sont alors prélevés et ensachés pour les travaux de laboratoire dans des emballages bien étanches. La prise d'échantillons a été programmée sur des terrains assez différents sur le territoire national dans le mois de février.

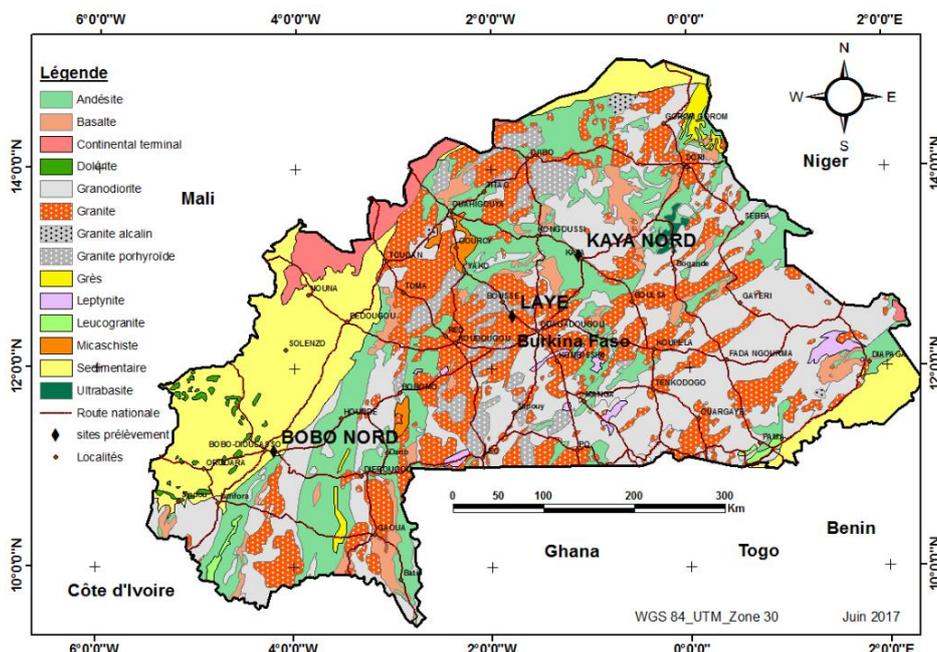
## **2.2 Cadre géographique et contexte géologique**

### **2.2.1 Origine des échantillons**

Les échantillons servant de support à ce travail proviennent de trois localités (sites) du Burkina Faso. Le premier site, Kaya nord, est situé entre Kaya et Kongoussi, à environ cent kilomètres de Ouagadougou. Le deuxième site est celui de Laye, situé à trente-cinq kilomètres de Ouagadougou et le troisième est celui de Bobo nord situé à environ 15 kilomètres de Bobo Dioulasso. Les trois sites latéritiques sont indiqués sur la carte du Burkina Faso (**Figure IV.1**). Les échantillons ont été référencés KN, LA et BN respectivement pour Kaya Nord, Laye et Bobo Nord afin de faciliter leur désignation dans le texte (**Tableau IV.1**). Ces latérites sont de couleur rouge clair pour KN, rouge brun pour LA et BN.

**Tableau IV. 1** : Sites de prélèvement et coordonnées géographiques de nos échantillons

Références	Sites Latéritiques	Coordonnées géographiques		Observation
		Latitude Nord	Longitude Ouest	
KN	Kaya Nord	13°07'13,47''	1°06'52,28''	Rouge clair
LA	Laye	12°31'27,05''	1°47'07,22''	Rouge brun
BN	Bobo Nord	11°09'36,31''	4°11'59,99''	Rouge brun



**Figure IV. 1 :** Carte géologique simplifiée du Burkina en lien avec la location des sites d'échantillonnage

### 2.2.2 Contextes géologiques spécifiques des sites

Le territoire Burkinabè est divisé en degré carré et chaque site appartient à un degré carré dont le détail géologique est matérialisé sur les différentes cartes de positionnement réalisées pour les différents sites.

#### A. Contexte géologique du site de Kaya Nord

Ce site appartient au degré carré de Kaya situé entre le parallèle 13° et 14° de latitude Nord et les méridiens 1° et 2° de longitude Ouest. Les formations géologiques sont dominées par des roches volcaniques et volcano-sédimentaires (**Figure IV.2**). Ces roches constituent des zones de relief alors que les vastes zones plates du reste de la carte, d'altitude variant entre 300 et 350 m, sont faites de matériaux granitiques comme le protolithe. Du point de vue géologique, le site latéritique de KN est localisé dans un environnement de roches birimiennes.

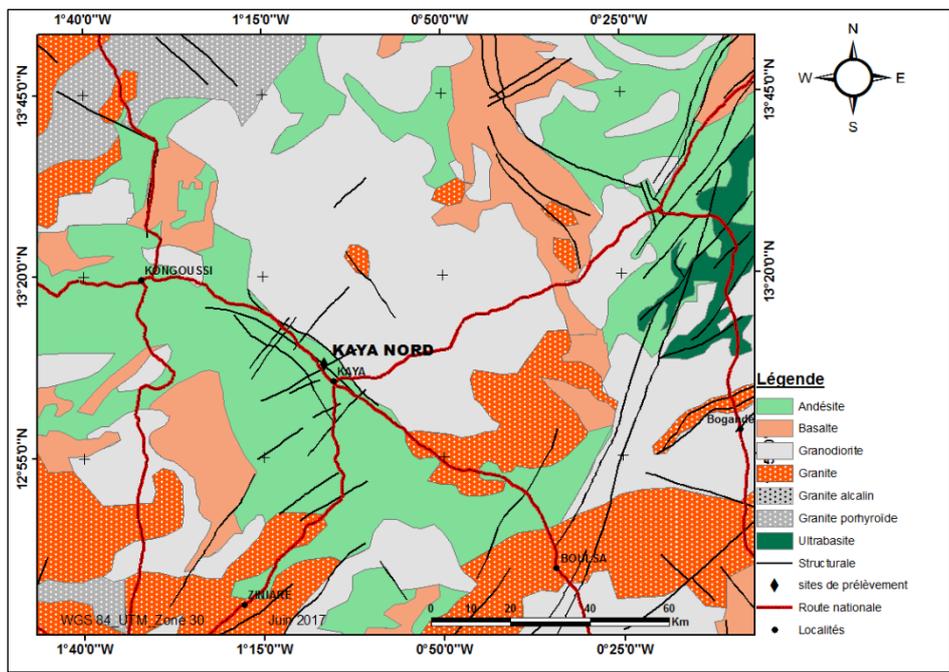


Figure IV. 2 : Carte géologique du site latéritique de Kaya-Nord

**B. Contexte géologique du site de Laye**

Le site de Laye appartient au degré carré de Ouagadougou. Le degré carré de Ouagadougou est localisé entre les parallèles 12 et 13° de latitude Nord et les méridiens 1 et 2° de longitude Ouest. Ce degré carré est, à la différence de celui de Kaya, dominé par les formations granitiques corroborant ainsi son relief assez plat dans l'ensemble. D'une manière plus rapprochée, le site de Laye est implanté sur des formations latéritiques très indurées issues d'un protolithe granitique (granite alcalin). Cette zone, d'un point de vue géologique, n'est située que dans un environnement de roches précambriennes (Figure IV.3).

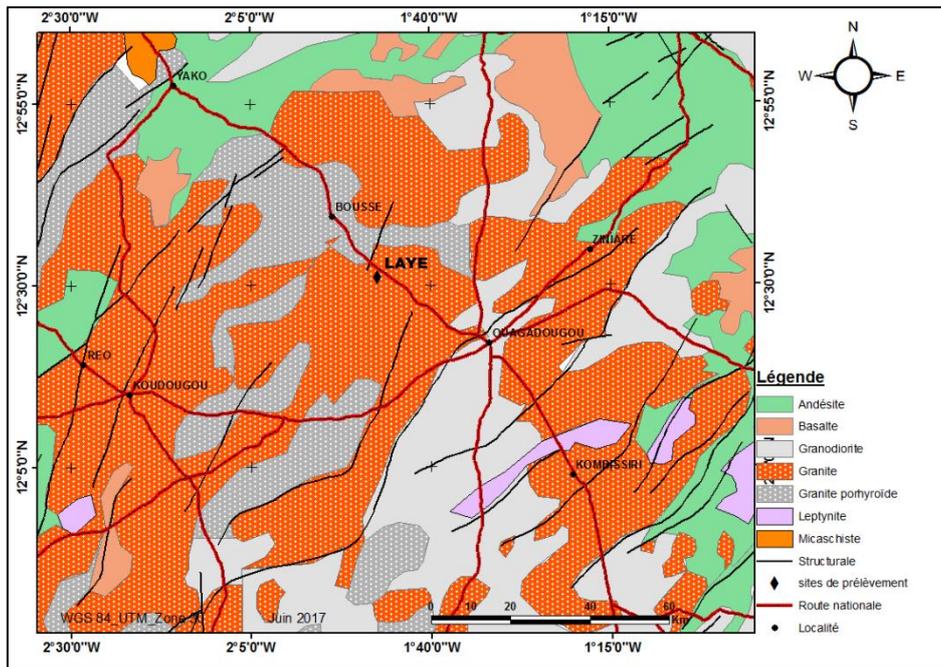


Figure IV. 3 : Carte géologique du site latéritique de Laye

### C. Contexte géologie du site de Bobo Nord

Ce site appartient au degré carré de Bobo-Dioulasso situé dans la région des hauts-Bassins entre les parallèles 11° et 12° de latitude Nord et les méridiens 4° et 5° de longitude Ouest (**Figure IV.4**). L'environnement géologique de cette zone associe des formations aussi bien granitiques, volcano-sédimentaires et du bassin sédimentaire de Taoudéni.

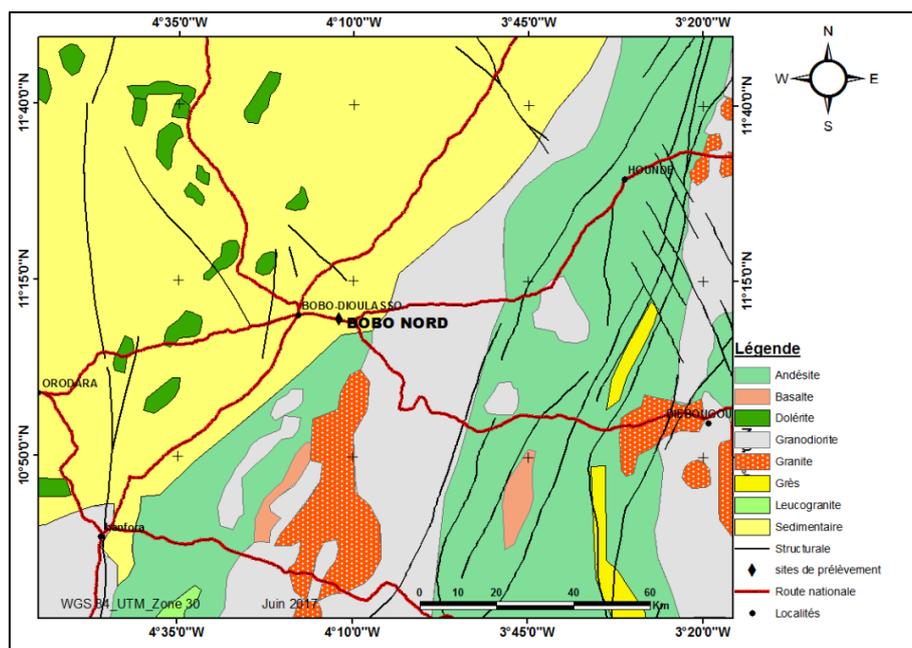


Figure IV. 4 : Carte géologique du site latéritique de Bobo-Nord

### 3 Caractérisations physico-chimiques des latérites

#### 3.1 Caractérisations physiques

##### 3.1.1 Le taux d'humidité

Le chauffage à 105 °C à l'étuve des matières latéritiques provoque le départ de l'eau « dit d'imbibition ». Le taux d'humidité a été déterminé sur les échantillons bruts de granulométrie supérieure ou égale à 0,297 mm. Il permet d'avoir des informations sur l'état d'hydratation d'un échantillon. Ce taux d'humidité présente le pourcentage d'eau absorbée par un matériau. Le taux d'humidité de chaque échantillon a été évalué à l'aide de la **relation II.4** du **chapitre II** et est consigné dans le **tableau IV.2**.

Tableau IV. 2 : Taux d'humidité des différents échantillons BN, KN et LA

Echantillons	Nombre d'essai	TH (%)
BN	3	1,5 ± 0,1
KN	3	1,6 ± 0,1
LA	3	2,1 ± 0,1

Les taux d'humidité (TH) des trois échantillons sont peu élevés. Ces taux indiquent que les échantillons latéritiques sont peu hydratés par l'eau atmosphérique.

### 3.1.2 La perte au feu

La perte au feu correspondant au pourcentage de matières volatiles par rapport à chaque matériau est consignée dans le **tableau III.3**. Elle a été déterminée à l'aide de la **relation II.5** du **chapitre II**.

**Tableau IV. 3** : Perte au feu des différents échantillons BN, KN et LA

Echantillons	Nombre d'essai	PF (%)
BN	3	$7,7 \pm 0,1$
KN	3	$11,5 \pm 0,1$
LA	3	$10,4 \pm 0,2$

Ces pertes au feu correspondraient à la déshydroxylation des minéraux argileux présents dans les échantillons et à leur décarboxylation.

### 3.1.3 La densité

La densité des différents échantillons a été déterminée avec un pycnomètre à eau sur l'échantillon total séché à 105 °C. Les résultats des différentes valeurs de la densité sont consignés dans le **tableau IV.4**.

Les densités apparentes des échantillons sont de  $2,5 \pm 0,1$ ,  $2,9 \pm 0,1$  et  $2,6 \pm 0,1$  respectivement pour BN, KN et LA.

Les valeurs de la densité obtenues dans ce travail ont été comparées avec des valeurs rapportées dans la littérature pour d'autres types de latérites utilisées dans l'adsorption de l'arsenic (**Tableau IV.4**). Les densités des latérites BN, KN et LA sont dans le même ordre que celles des latérites naturelles décrites dans la littérature.

**Tableau IV. 4 :** Comparaison des valeurs des densités des latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites

<b>Latérites</b>	<b>Densité</b>	<b>Références</b>
Latérite de Midnapore Ouest (Inde).	2,5	[1]
Sol rouge	1,3	[2]
Latérite modifiée	1,89	[3]
Latérite (Vietnam)	0,45-2	[4]
Latérite brute (inde)	2,46	[5]
Latérite BN	2,5 ± 0,1	Présent travail
Latérite KN	2,9 ± 0,1	
Latérite LA	2,6 ± 0,1	

### **3.1.4 La granulométrie**

La connaissance de la granulométrie d'une poudre donne des orientations sur son utilisation. Les courbes granulométriques des trois échantillons déterminées sur les échantillons brutes broyés sont représentées sur la **figure IV.5**.

L'examen de ces courbes montre que :

- ✓ BN contient 27,6 % de particules qui ont une taille inférieure à 150 µm et 99,5 % des particules passent au tamis de 1,18 mm.
- ✓ KN contient 7,7 % de particules qui ont une taille inférieure à 150 µm et 99,1 % des particules passent au tamis de 1,18 mm.
- ✓ LA contient 23,7 % de particules qui ont une taille inférieure à 150 µm et 98,4 % des particules passent au tamis de 1,18 mm.

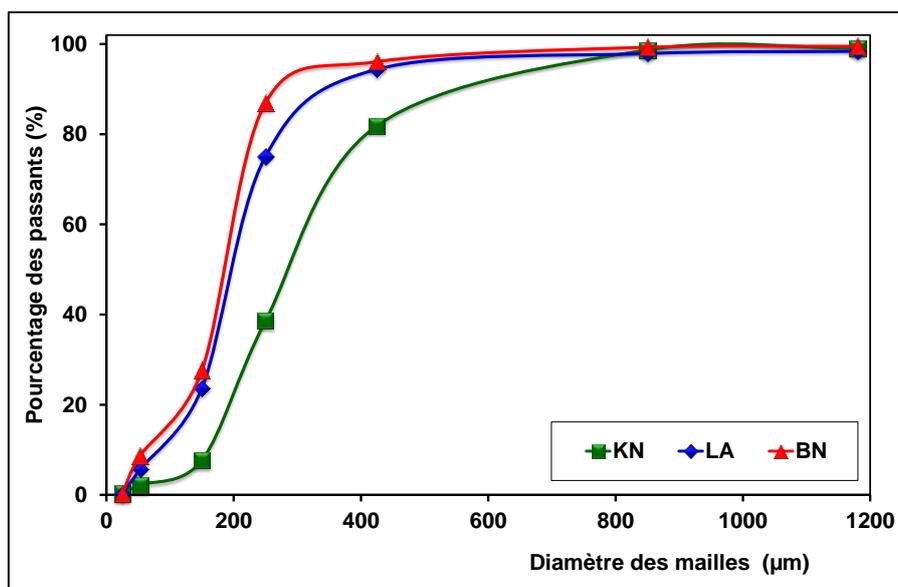


Figure IV. 5 : Courbes des analyses granulométriques des échantillons

### 3.1.5 Mesure de la surface spécifique ( $S_s$ ) par la méthode BET

La méthode B.E.T nécessite un prétraitement des échantillons (dégazage et déshydratation entre 150 °C et 300 °C) afin d'évacuer tous les gaz préalablement adsorbés. Dans notre étude, les échantillons ont été dégazés à 200 °C. Il est nécessaire d'indiquer que dans cette méthode, seule la surface externe accessible aux molécules de l'adsorbat est prise en compte.

Les valeurs des surface spécifiques déterminées par la méthode BET sont de 58,65 m<sup>2</sup>/g, 41,15 m<sup>2</sup>/g et 34,88 m<sup>2</sup>/g respectivement pour KN, LA et BN. Ces valeurs de surface spécifique sont significativement élevées par rapport aux valeurs rapportées dans la littérature pour les latérites naturelles qui sont dans la plage de 16 – 32 m<sup>2</sup>/g [1-3 ; 6-8]. Le **tableau IV.5** présente les valeurs des surfaces spécifiques B.E.T et le volume des pores de trois échantillons qui ont fait l'objet de cette étude ainsi que les surfaces spécifiques d'autres latérites. Les matières premières (les argiles et les latérites) de type 1/1 présentent une surface spécifique moins importante par rapport au type 2/1 [9-12].

**Tableau IV. 5** : Comparaison des valeurs des surfaces spécifiques B.E.T et volume des pores des trois latérites avec d'autres latérites dans la littérature

Latérites	Surface spécifique (SS) au B.E.T (m <sup>2</sup> /g)	Volume des pores (cm <sup>3</sup> /g)	Références
Latérite brute (Inde)	15,3	0,013	[1]
Sol rouge brute	16,1	-	[2]
Laterite brute (inde)	17,5-18,5	0,011	[3]
Latérite modifiée	178-184	0,22	[3]
Latérite brute (Vietnam)	10,9	0,01	[4]
Latérite brute	24,7	0,08	[6]
Latérite riche en fer	32,0	-	[7]
Latérite calcinée (Philippines)	187,5	0,04	[13]
Latérite BN	34,9	0,11	Présent travail
Latérite KN	58,6	0,14	
Latérite LA	41,1	0,10	

### 3.1.6 Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)

#### A. La méthode du Bleu de Méthylène (BM)

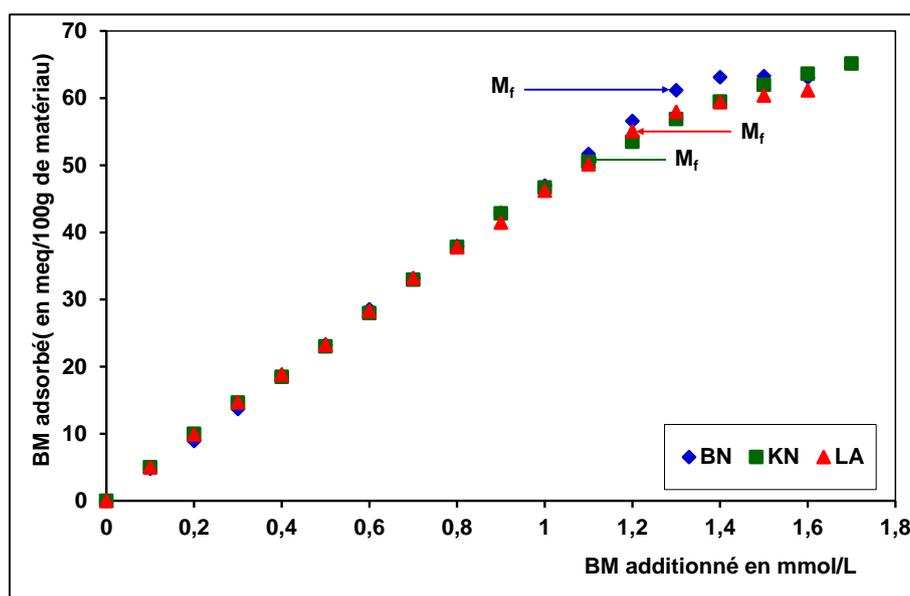
La **figure IV.6** représente respectivement les isothermes d'adsorption du bleu de méthylène de BN, KN et LA.

Les valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) des échantillons sont déterminées à partir des isothermes (**Figures VI.6**). Celles de la surface spécifique (S<sub>s</sub>) ont été calculées à partir des valeurs de la capacité d'échange cationique. Les valeurs de la surface spécifique au BM est déterminée à l'aide de la **relation II.11** du **chapitre II** et sont consignées dans le **tableau IV.6**.

**Tableau IV. 6** : Valeurs de la capacité d'échange cationique au BM et de la surface spécifique (Ss) des latérites BN, KN et LA

Echantillons	Capacité d'échange cationique CEC (meq/100g de matériau)	Surface spécifique Ss (m <sup>2</sup> /g)
BN	61,2	478,9
KN	50,5	395,4
LA	55,1	431,3

Au regard de la composition minéralogique des échantillons latéritiques, les valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) sont justifiées du fait de l'absence des phases smectiques qui pourraient augmenter la CEC. Les valeurs des surfaces spécifiques au bleu de méthylène sont supérieures à celles déterminées par la méthode BET. Selon la littérature [12, 14-17], la surface spécifique au bleu de méthylène correspond à la surface totale accessible.



**Figure IV. 6** : Isotherme d'adsorption du bleu de méthylène de l'échantillon BN, KN et LA

**B. La méthode au chlorure de cobalthexamine ( $[Co(NH_3)_6]^{3+}, 3Cl^-$ )**

Les résultats de la mesure des CEC par la méthode de chlorure de cobalthexamine des trois latérites sont consignés dans le **tableau IV.7**.

**Tableau IV. 7:** Valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) des échantillons bruts BN, KN et LA

<b>Echantillons</b>	<b>BN</b>	<b>KN</b>	<b>LA</b>
CEC (en meq/100g de matériau)	67,7	52,3	58,7

Les capacités d'échanges cationiques (CEC) obtenues avec la méthode du cobalt sont relativement proches de celles déterminées avec la méthode du bleu de méthylène. Les valeurs calculées par la méthode du cobalt sont légèrement supérieures à celles calculées par la méthode de bleu de méthylène. Cela peut être expliqué par le fait que l'ion cobalt complexé a un pouvoir très élevé de déplacement de l'ensemble des cations échangeables [17]. En comparant les résultats des deux méthodes de détermination de la CEC, nous constatons que BN, KN et LA ont une CEC élevée ( $CEC \geq 40$  meq/100g) [12].

Nous ne pouvons pas faire de comparaison avec les données de la littérature car ce paramètre n'a pas été documenté pour les latérites naturelles. Cependant, les valeurs de la CEC obtenues dans la présente étude ont été comparées avec d'autres adsorbants et sont consignées dans le **tableau IV.8**. On déduit que les valeurs de la CEC des échantillons de latérites BN, KN et LA sont du même ordre de grandeur avec celles rapportées pour d'autres adsorbants naturels dans la littérature.

**Tableau IV. 8 :** Comparaison des valeurs de la CEC pour les latérites BN, KN et LA avec d'autres adsorbants

<b>Adsorbants</b>	<b>C.E.C (méq/100 g de matériau)</b>	<b>Références</b>
Argile naturelle	42,38	[18]
Bauxite	24-33	[19]
Fer concretion	59-65	[19]
Argile naturelle	18,66	[20]
Kaolinite	13	[21]
Argile bentonite	67	[22]
Latérite BN	61,2-67,7	Présent travail
Latérite KN	50,5-52,3	
Latérite LA	55,1-58,7	

### **3.1.7 Le carbone organique total et la quantité de matière organique**

Les valeurs des quantités du carbone organique total et celles de la matière organique des trois échantillons sont consignées respectivement dans les **tableaux IV.9** et **10**. Elles ont été déterminées à partir des **relations II.13** pour le carbone organique total et la **relation II.14** pour la quantité de matière organique du **chapitre II**.

**Tableau IV. 9 :** Teneur de carbone total, de carbone inorganique et de carbone organique des échantillons bruts BN, KN et LA

<b>Echantillons</b>	<b>%TC</b>	<b>%IC</b>	<b>%TOC</b>
BN	0,10	0,01	0,11
KN	0,15	0,01	0,16
LA	0,07	0,01	0,09

**Tableau IV. 10 :** Quantités de matière organique des échantillons bruts BN, KN et LA

Echantillons	m <sub>0</sub> (g)	m <sub>1</sub> (g)	m <sub>2</sub> (g)	Matière organique MO en % massique
BN	52,4	10,0	62,3	1,2
KN	52,0	10,0	61,9	0,7
LA	53,8	10,0	63,6	1,3

La quantité de matière organique dans les échantillons BN, KN et LA est faible et représente moins de 2% de la masse des échantillons. L'analyse de ces résultats révèle que KN (0,7%) contient moins de matière organique que BN (1,2%) qui, à son tour, contient moins de matière organique que LA (1,3%). Ces quantités de matière organique, bien que faibles, pourraient contribuer à une meilleure adsorption à la surface des matériaux latéritiques.

Quant à la quantité de carbone total organique, l'analyse révèle que les trois échantillons contiennent moins de 0,2% en carbone organique total. L'analyse de ces résultats indique 0,10% en TOC pour BN, 0,15% pour KN et 0,07% pour LA.

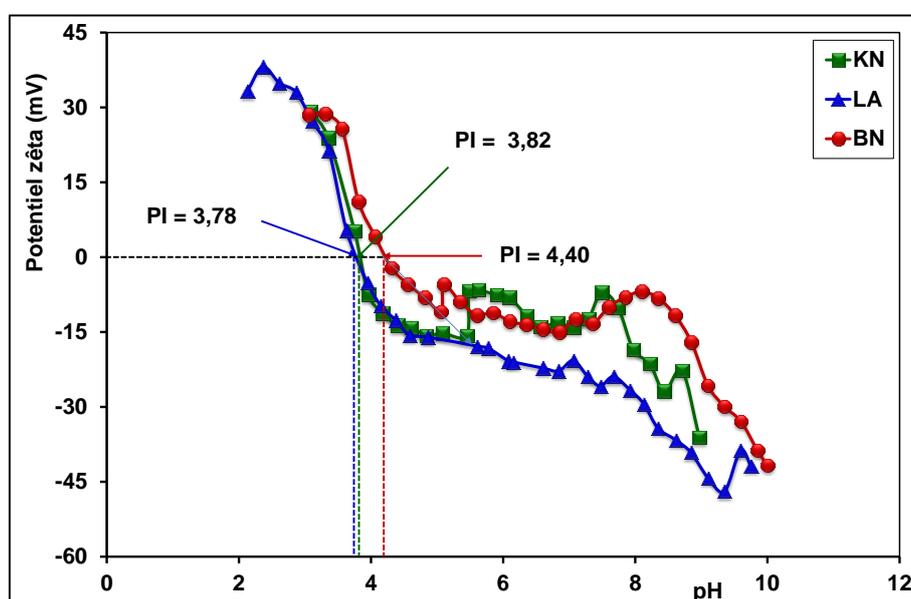
### **3.1.8 Le point isoélectrique (PI) des échantillons de latérite**

La **figure IV.7** donne les courbes de variation du potentiel zêta en fonction du pH. Ces courbes nous ont permis de déterminer les points isoélectriques (PI) des échantillons latéritiques. Pour des potentiels zêta égaux à zéro, les PI sont de 4,40 pour BN, 3,82 pour KN et 3,78 pour LA. Selon la littérature [23-24], le point isoélectrique calculé théoriquement sur la base du pourcentage de silice et d'alumine en latérite est d'environ 4,61. Les valeurs du point isoélectrique déterminées pour les échantillons de latérites sont proches de celles calculées théoriquement. Les écarts observés peuvent être expliqués par le fait que le pourcentage de fer dans les échantillons est supérieur à celui de l'alumine et aussi du fait de la présence d'autres oxydes.

Les valeurs du point isoélectrique des latérites BN, KN et LA ont été comparées aux valeurs du point de charge nulle (pH<sub>PCN</sub>) des latérites utilisées dans la littérature. Les valeurs de PI des latérites sont moins élevées par rapport aux valeurs rapportées dans la littérature pour les latérites naturelles qui sont dans la plage de 6,96 – 8,64. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait que les latérites BN, KN et LA contiennent moins d'oxyde de fer par rapport aux latérites

rapportées dans la littérature. Le **tableau IV.11** présente les valeurs du point isoélectrique des trois échantillons qui ont fait l'objet de cette étude ainsi que les valeurs rapportées dans la littérature.

Les valeurs faibles des points isoélectriques des latérites pourraient avoir un effet négatif sur le taux d'adsorption de l'arsenic dans les eaux souterraines des localités de Tanlili et Lilgomdé. Les pH des eaux de ces localités étant compris entre 7 et 8, cela pourrait diminuer le taux d'adsorption de l'arsenic (V) qui est sous forme anionique à ces valeurs de pH. A ces valeurs de pH, la surface des latérites est chargée négativement. Le taux d'adsorption de l'arsenic sous forme anion sera plus faible en raison d'une charge similaire à la surface des latérites car le pH des eaux est supérieur au point isoélectrique des latérites.



**Figure IV. 7 :** Détermination du point isoélectrique de la latérite à partir de la variation du potentiel zêta avec le pH pour BN, KN et LA

**Tableau IV. 11 :** Comparaison des valeurs du point isoélectrique pour les latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites

Latérites	PI ou pH <sub>PCN</sub>	Références
Latérite brute (Inde).	6,96	[1]
Sol rouge	7,41	[2]
Laterite brute (inde)	7,49	[3]
Latérite modifiée (Inde)	7,45	[3]
Latérite (Vietnam)	7,97	[4]
Latérite brute (inde)	7,49	[5]
Latérite riche en fer	8,64	[7]
Latérite BN	4,40	
Latérite KN	3,82	Présente étude
Latérite LA	3,78	

### 3.2 Analyse chimique élémentaire

Le **tableau IV.12** présente la composition chimique élémentaire des trois latérites.

**Tableau IV. 12 :** Composition chimique élémentaire de BN, KN et LA en % massique

Oxydes	SiO <sub>2</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	MgO, MnO <sub>2</sub> , BaO, CaO, Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , B <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , Ga <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	PF*
BN	57,5	14,4	7,4	2,3	1,4	1,5	<1	7,7
KN	50,2	20,8	14,1	1,7	1,4	2,1	<1	11,5
LA	53,7	17,6	6,74	1,8	1,4	2,1	<1	10,4

\*perte au feu à 1000 °C

D'après la littérature [9, 25], le fer se trouverait sous forme d'oxyhydroxydes. Les oxydes de potassium, de sodium et de titane sont en faibles quantités dans les trois échantillons. Ces résultats laissent penser que le quartz, les aluminosilicates et les minéraux de fer sont prédominants dans les échantillons étudiés. Les faibles teneurs en oxyde de potassium, de sodium et de titane montrent que les composés riches en titane, en potassium et sodium sont en très faibles proportions ou inexistantes.

Les éléments contenus dans BN, KN et LA ont été regroupés en fonction de leur famille dans le **tableau IV.13**. Notons que l'arsenic n'est pas détecté dans les trois échantillons.

**Tableau IV. 13** : Composition chimique des échantillons par type d'éléments en % massique

Famille	Alcalins	Alcalinoterreux	Métaux	Silice
BN	3,7	0,04	23,4	57,5
KN	3,1	0,1	37,3	50,2
LA	3,2	0,2	26,6	53,7

### 3.3 Caractérisation minéralogique

#### 3.3.1 La diffractions des rayons X (DRX)

Les spectres de diffraction des poudres des trois échantillons utilisés dans ce travail sont donnés dans les **figures IV.8 à IV.10**.

L'examen des diffractogrammes montre que les trois échantillons sont essentiellement composés de quartz ( $\text{SiO}_2$ ), de la kaolinite ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ), de l'hématite ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) et de la goéthite ( $\text{FeO}(\text{OH})$ ). Ces phases minérales sont celles couramment présentes dans les latérites [25-27]. Les minéraux présents dans les latérites BN, KN et LA ont été comparés avec d'autres latérites présentées dans la littérature et utilisées pour l'adsorption de l'arsenic. Les résultats et les principaux minéraux sont consignés dans le **tableau IV.14**.

**Tableau IV. 14** : Comparaison des principaux minéraux présents dans les latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites

<b>Echantillons</b>	<b>Principaux minéraux</b>	<b>Références</b>
sol rouge	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	[2]
latérite brute (Inde)	hématite, goethite	[3]
latérite brute (Inde)	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	[5]
latérite brute	quartz, oxydes de fer, oxydes d'aluminium, oxydes de titane	[6]
latérite riche en fer (inde)	quartz, hématite, goethite, oxyde d'aluminium	[7]
latérite (australie)	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	[28]
sol rouge	quartz, kaolinite, oxydes d'aluminium	[29]
latérite BN	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	présente étude
latérite KN	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	
latérite LA	quartz, hématite, goethite, oxydes d'aluminium	

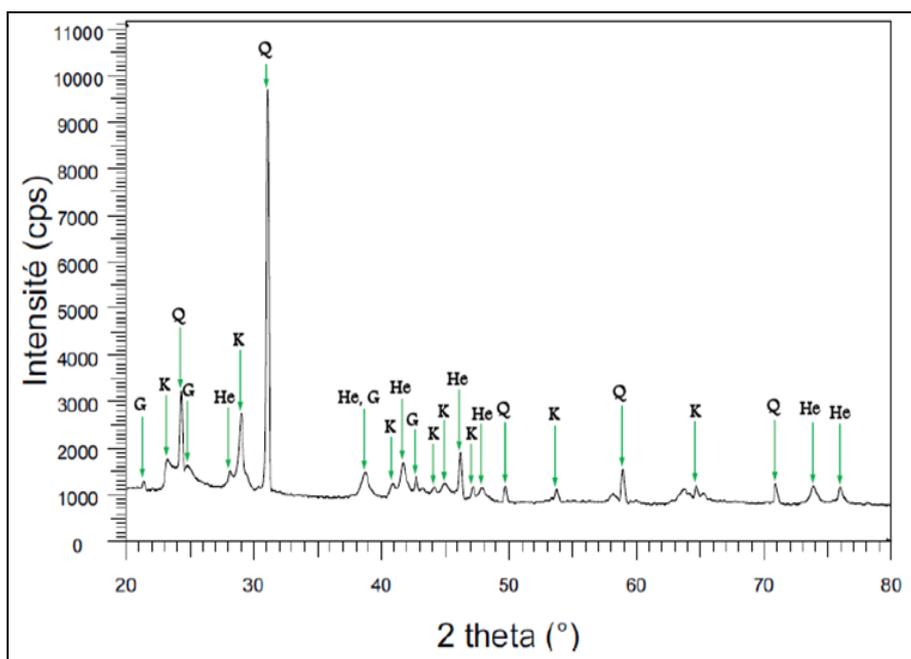


Figure IV. 8 : Diffractogramme de la matière première BN

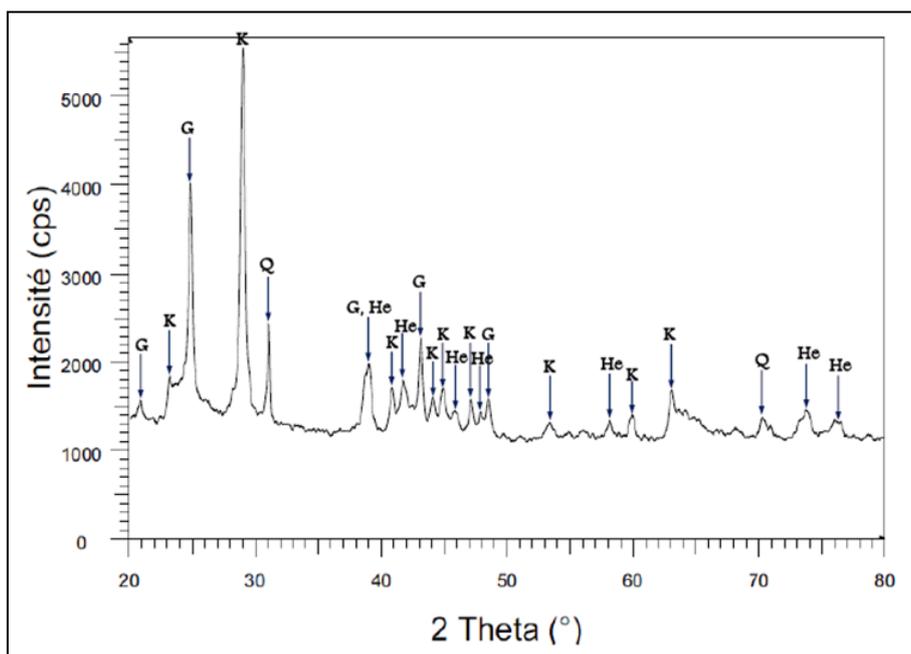
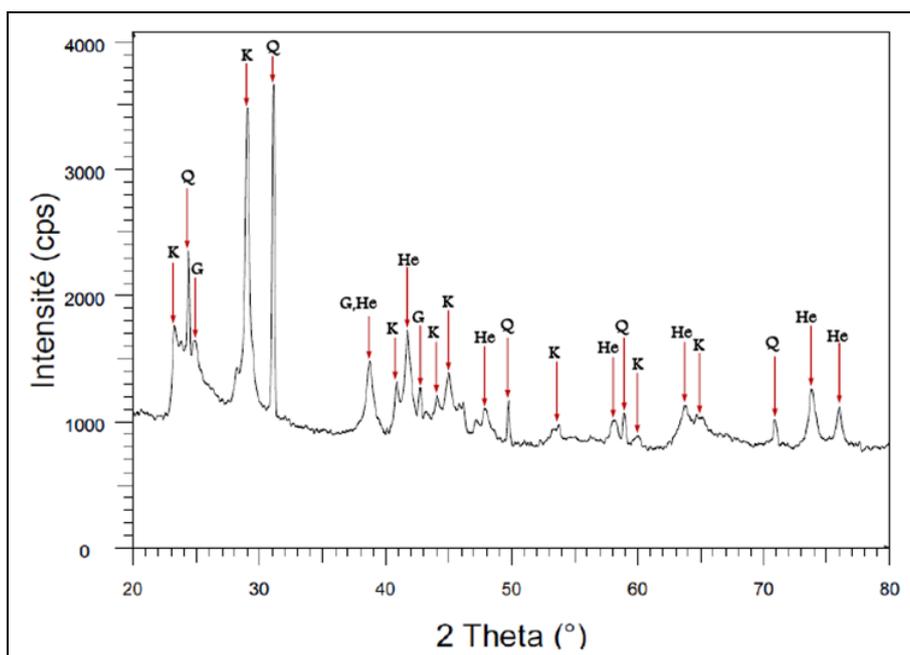


Figure IV. 9 : Diffractogramme de la matière première KN



**Figure IV. 10** : Diffractogramme de la matière première LA

Avec : **K** = kaolinite, **Q** = quartz, **He** = hématite et **G** = goethite.

### 3.3.2 La spectrométrie infrarouge (IR)

Elle complète les résultats de la diffraction des rayons X. Les **figures IV.11** à **13** présentent les spectres infrarouges des latérites de BN, KN et LA enregistrés dans le domaine allant de 400 à 4000  $\text{cm}^{-1}$ .

Les attributions des bandes du spectre infrarouge de KN, LA et BN ont été faites en s'appuyant sur les données de la littérature [25]. Ainsi, le **tableau IV.15** donne les différentes attributions probables des trois latérites.

**Tableau IV. 15 :** Interprétation des spectres Infrarouges de BN, KN et LA

<b>(<math>\nu</math> en <math>\text{cm}^{-1}</math>)</b>	<b>Attributions probables</b>	<b>Références</b>
3695	Bande liée aux vibrations des hydroxyles externes (Al-OH) de la kaolinite.	[11, 30-31]
3618	Bande liée aux vibrations des hydroxyles internes (Al-OH) localisés entre le feuillet tétraédrique et le feuillet octaédrique $\text{Al}_2(\text{OH})_6$ .	[11,30-31].
3430	Bande liée à l'eau localisée dans l'interfeuillet.	[32-34]
3170	Bande liée aux vibrations de la liaison -OH de la goethite	[35]
1638	Bande correspondante à l'eau hygroscopique.	[36-37]
1384	Bande affectée aux groupes des micas	[38]
1112	Bande correspondante aux vibrations de la liaison Si-O de la kaolinite.	[32, 39-43]
1034	Bande correspondante aux vibrations de la liaison Si-O de la kaolinite et aussi de la liaison Fe-OH de la goethite.	[32, 39-43]
1004	Bande liée aux vibrations des liaisons OH de la kaolinite et aussi de la liaison Fe-OH de la goethite.	[39, 43-44]
914	Bande liée aux vibrations de déformation Al-OH de la kaolinite et aussi de la liaison Fe-OH de la goethite.	[12, 32, 39, 40, 43]
791	Bande correspondante aux vibrations de flexion de la liaison Si-O-Si et aussi de la liaison Fe-OH de la goethite.	[35, 44, 45]
752	Bande correspondante aux vibrations des liaisons OH de la kaolinite et aussi de la liaison Fe-OH de la goethite.	[39, 43, 44]
694	Bande attribuable aux vibrations des liaisons OH de la kaolinite et celles des liaisons Si-O du quartz.	[12, 32]
539	Bande correspondante aux vibrations de déformation Si-O-Al de la kaolinite et aussi de la liaison Fe-O de l'hématite.	[12, 32, 35, 39, 40].
470	Bande liée aux vibrations des liaisons de flexion de Si-O-Si et aussi de la liaison Fe-O de l'hématite.	[35, 42, 45].
421	Bande liée aux vibrations des liaisons Si-O-Si de la kaolinite	[39]

Les résultats du dépouillement du spectre infrarouge confirment la présence des minéraux tels que la goéthite, l'hématite, le quartz et la kaolinite qui ont été mis en évidence lors de l'analyse du diffractogramme des rayons X.

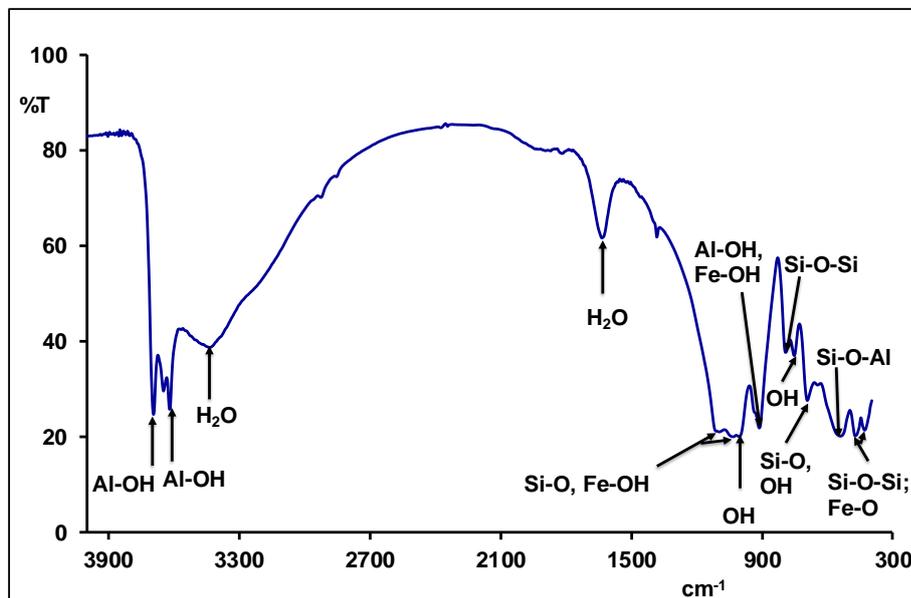


Figure IV. 11 : Spectre infrarouge de la latérite BN

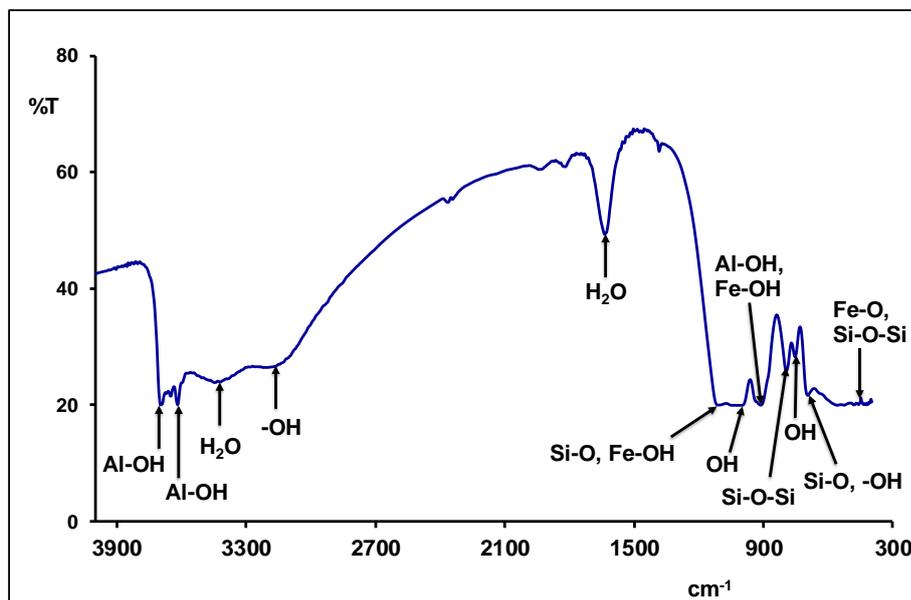


Figure IV. 12 : Spectre infrarouge de la latérite KN

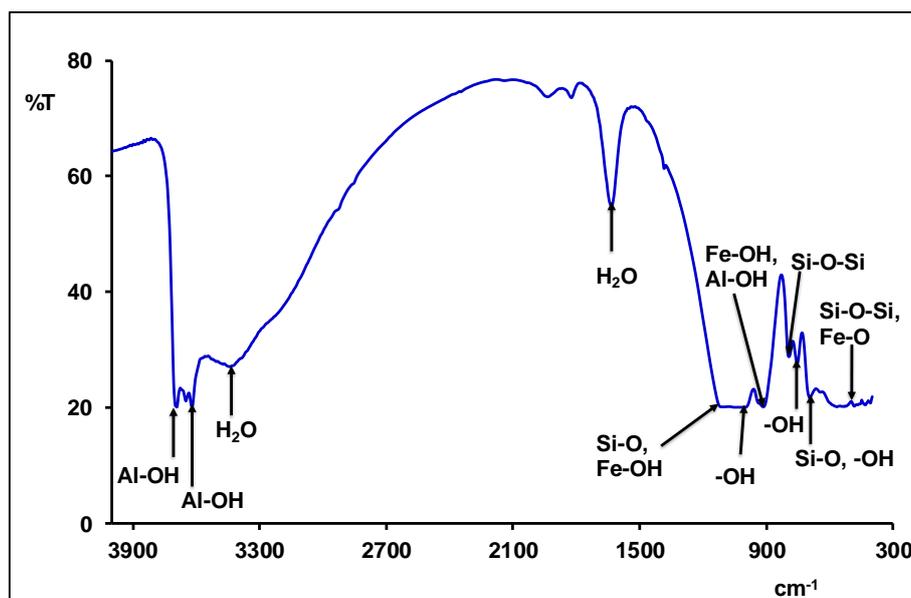


Figure IV. 13 : Spectre infrarouge de la latérite LA

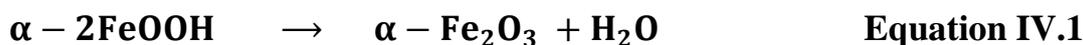
### 3.4 Analyse thermogravimétrie et la calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC)

Les courbes ATG/DSC des trois échantillons, enregistrées à la vitesse de 10 °C/min, sont données dans les **figures IV.14 à 16**.

Plusieurs phénomènes thermiques sont observables. Ces phénomènes, caractéristiques d'une phase minérale, correspondent soit à une déshydratation, soit à une déshydroxylation, soit à une décarbonatation ou à une réorganisation structurale. Qu'il s'agisse de BN, KN ou de LA, les thermogrammes ont révélé :

- un pic endothermique entre 94 °C et 110 °C, observé au niveau des trois courbes DSC. Cet incident thermique est relatif à la perte d'eau hygroscopique ou d'hydratation contenue dans les échantillons. Cet incident est associé à des pertes de masse de 1,4 %, 1 % et 1,5 % respectivement pour BN, KN et LA au niveau des courbes TGA.

- des pics endothermiques autour de 296 °C suivis d'une perte de masse de 1,6% au niveau de BN, 356 °C suivis d'une perte de masse de 4,1% observée au niveau de KN et de 328 °C suivis d'une perte de masse de 1,3% au niveau de LA. Ces pics endothermiques sont dus à la transformation de la goéthite en hématite (**Equation IV.1**) [12, 25, 30, 46-47] :



- un troisième pic endothermique, observé entre 500 °C et 600 °C au niveau des courbes DSC des échantillons, est dû à la déshydroxylation de la kaolinite. Ce phénomène est associé à des pertes de masse de 6,3% au niveau de BN, de 7,3%



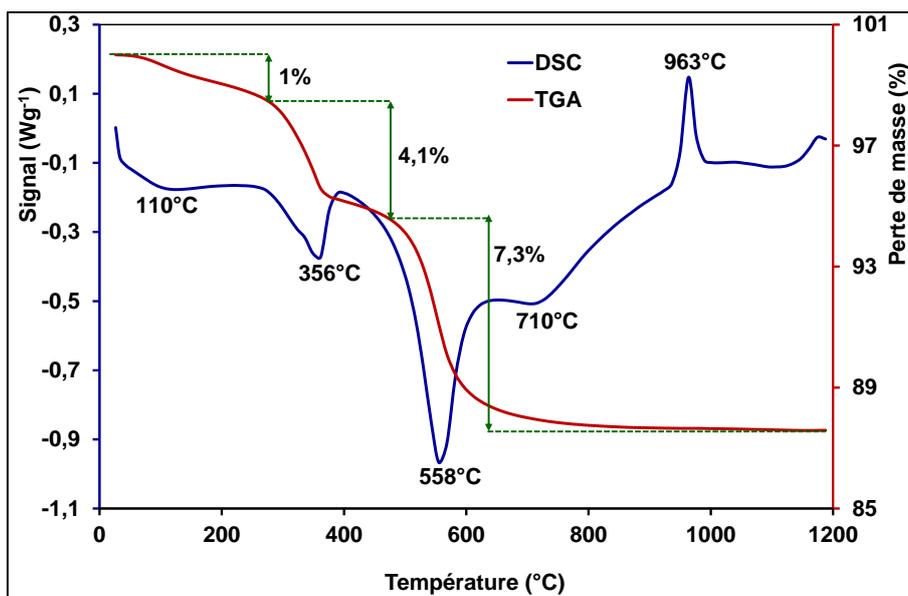


Figure IV. 15 : Thermogrammes TGA/DSC de la latérite KN

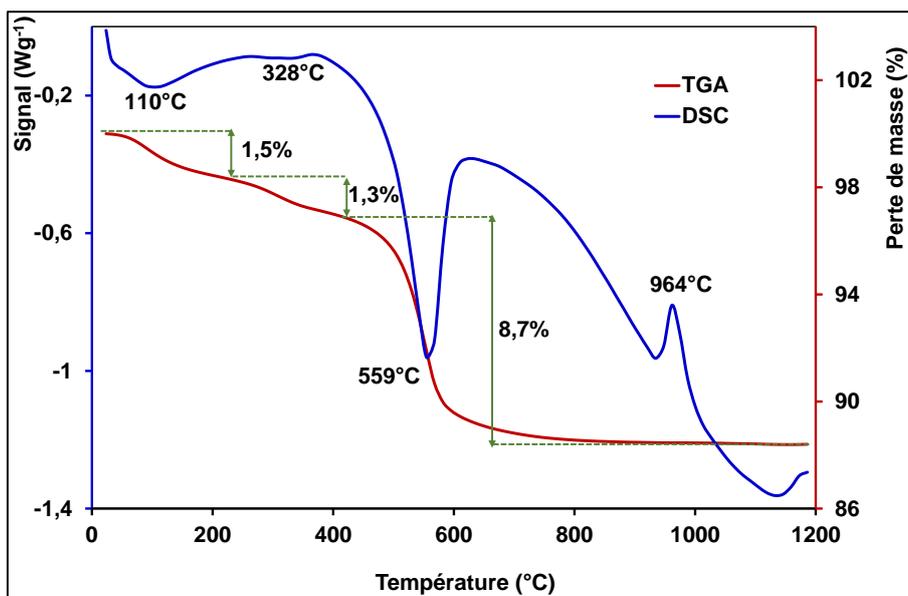


Figure IV. 16 : Thermogrammes TGA/DSC de la latérite LA

### 3.5 Caractérisation microstructurale

Les figures IV.17 à 19 montrent les images MEB des poudres de BN, KN et LA à des échelles différentes (5  $\mu\text{m}$  et 1  $\mu\text{m}$ ).

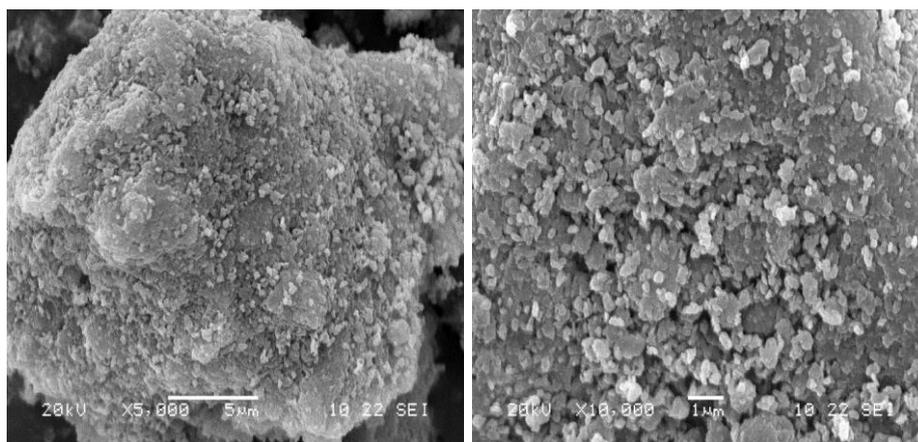


Figure IV. 17 : Images MEB de la latérite BN

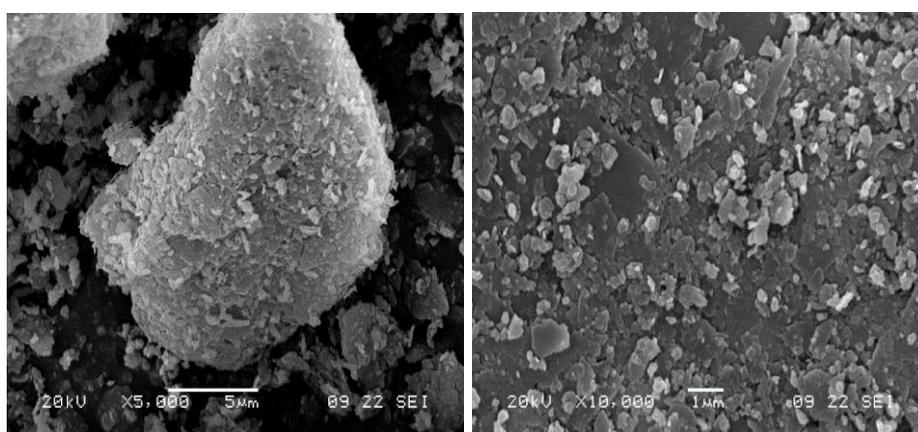


Figure IV. 18 : Images MEB de la latérite KN

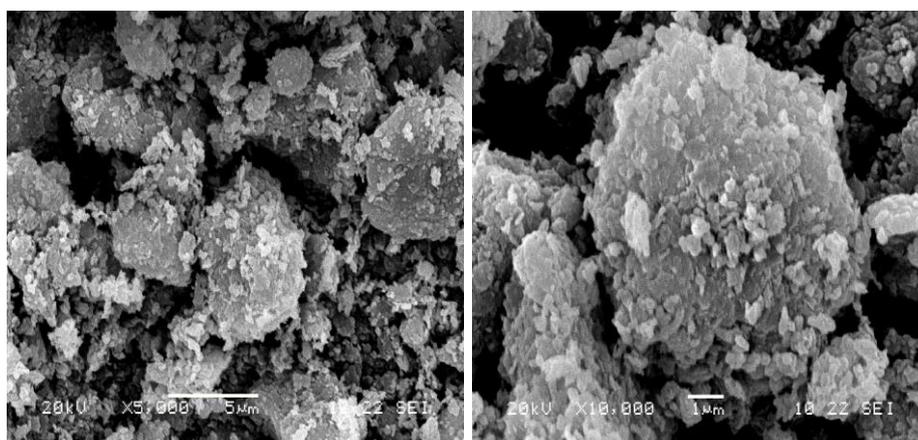


Figure IV. 19 : Images MEB de la latérite LA

Nous observons au niveau des trois échantillons des plaquettes de formes irrégulières caractéristiques de la kaolinite. Ces plaquettes sont souvent empilées les unes sur les autres pour constituer des amas. Néanmoins, au niveau de KN ces plaquettes sont mieux formées par rapport aux deux autres échantillons, montrant que KN contient plus de kaolinite. Les plaquettes semblent plus petites que celles

rencontrées dans la kaolinite. Les inclusions présentes au niveau des trois échantillons sont probablement dues à la goethite.

Enfin, nous pouvons dire que les plaquettes de la goethite ou de l'hématite présentent une morphologie assez irrégulière, désordonnée sans aucune forme particulière, ne permettant pas de distinguer les plaquettes élémentaires. Cela suggère une forte tendance à l'agglomération de ces espèces. La morphologie de ces trois échantillons suggère la présence de ces minéraux, notamment la kaolinite où l'on distingue des plaquettes en hexagones irréguliers (kaolinite mal cristallisée).

### 4 Conclusion

Les échantillons de latérites ont été caractérisés en utilisant plusieurs techniques physiques et chimiques : DRX, FTIR, analyses chimiques élémentaires, SEM, la granulométrie. La diffraction des rayons X a permis de montrer que les latérites contiennent comme principaux minéraux la goethite, l'hématite, le quartz et la kaolinite. L'analyse chimique a montré que les latérites du Burkina sont riches en oxyde de fer et d'aluminium. Les principaux minéraux identifiés dans les latérites du Burkina Faso sont en accord avec les minéraux rencontrés dans les latérites décrites dans la littérature.

Les surfaces spécifiques BET des latérites KN, LA et BN sont élevées par rapport aux valeurs déterminées dans la littérature pour les latérites naturelles utilisées dans l'adsorption de l'arsenic. En comparant les propriétés des latérites BN, KN et LA avec d'autres latérites utilisées dans la littérature pour l'élimination de l'arsenic (**Tableau IV.16**), nous nous apercevons que les trois latérites ont des propriétés similaires aux autres latérites.

Compte tenu de toutes ces caractéristiques physiques et chimiques, nous pouvons conclure que les latérites naturelles du Burkina Faso pourraient être considérées comme des candidats potentiels dans l'adsorption de l'arsenic dans les eaux souterraines.

**Tableau IV. 16 :** Quelques caractéristiques des latérites BN, KN et LA comparées à d'autres latérites rapportées dans la littérature

Latérites	Densité	SS au BET (m <sup>2</sup> /g)	V <sub>P</sub> (cm <sup>3</sup> /g)	PI	Principaux minéraux	Références
Sol rouge	1,3	16,05	-	7,41	Quartz, Hématite, Goethite, oxydes d'aluminium	[2]
Latérite brute	nd	24,79	0,08	nd	Quartz, oxydes de fer, oxydes d'aluminium, oxydes de titane	[6]
Latérite riche en fer	nd	32	nd	8,64	Quartz, Hématite, Goethite, oxyde d'aluminium	[7]
Laterite brute (inde)	2,46	18,50	0,01	7,49	Hématite, Goethite	[3]
Latérite (Vietnam)	0,45-2	10,96	0,01	7,97	Oxydes de fer, d'aluminium, de silice	[4]
Latérite BN	2,52	34,88	0,11	4,40	Quartz, Hématite, Goethite, oxydes d'aluminium	
Latérite KN	2,92	58,65	0,14	3,82	Quartz, Hématite, Goethite, oxydes d'aluminium	Présent travail
Latérite LA	2,69	41,15	0,10	3,78	Quartz, Hématite, Goethite, oxydes d'aluminium	

**nd** : non déterminé

## Références bibliographiques

- [1] **S. K. MAJI, A. PAL, T. PAL, AND A. ADAK**, Adsorption Thermodynamics of Arsenic on Laterite Soil, *J. Surface Sci. Technol.* 22 (2007) 161 – 176.
- [2] **P. D. NEMADE, A. M. KADAM, H. S. SHANKAR, AND W. BENGAL**, Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil, *J. Environ. Biol.*, 30 (2009) 499 – 504.
- [3] **A. MAITI, J. K. BASU, AND S. DE**, Experimental and kinetic modeling of As(V) and As(III) adsorption on treated laterite using synthetic and contaminated groundwater: Effects of phosphate, silicate and carbonate ions, *Chem. Eng. J.*, 191 (2012) 1 – 12.
- [4] **Y. SANOU, S. PARÉ, N. T. T. PHUONG, N. V. PHUOC**, Experimental and Kinetic modeling of As(V) adsorption on Granular Ferric Hydroxide and Laterite. *J. Environ. Treat. Tech.*, 4(3) (2016) 62 – 70.
- [5] **A. MAITI, S. DAS GUPTA, J.K. BASU, S. DE**, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Separation and Purification Technology.* 55 (3) (2007) 350 – 359.
- [6] **Y. GLOCHEUX, M. M. PASARÍN, A. B. ALBADARIN, S. J. ALLEN, AND G. M. WALKER**, Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product, *Chem. Eng. J.*, 228 (2013) 565 – 574.
- [7] **F. PARTEY, D. NORMAN, S. NDUR, AND R. NARTEY**, Arsenic sorption onto laterite iron concretions: temperature effect, *J. Colloid Interface Sci.*, 32 (2008) 1493 – 500.
- [8] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, AND S. DE**, Batch and Column Study: Adsorption of Arsenate Using Untreated Laterite as Adsorbent, *Ind. Eng. Chem. Res.* 47 (2008) 1620 – 1629.
- [9] **K. L. KONAN**, Interactions entre les matériaux argileux et un milieu basique riche en calcium. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2006.
- [10] **N. S. SORO**, Influence des ions fer sur les transformations thermiques de la kaolinite. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2003.
- [11] **L. ZERBO**, Transformations thermiques et réorganisation structurale d'une argile du Burkina Faso. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2009.
- [12] **B. SORGHO**, Caractérisation et valorisation de quelques argiles du Burkina Faso : application au traitement des eaux et aux géomatériaux de construction. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2013.

- [13] **P. T. N. NGUYEN, L. C. ABELLA, P. D. GASPILLO, H. HINODE**, removal of arsenic from simulated groundwater using calcined laterite as the adsorbent. *JOURNAL OF CHEMICAL ENGINEERING OF JAPAN*, 44 (6) (2011) 411 – 419.
- [14] **T. H. PHAM and G. W. BRINDLEY**, Methylene blue adsorption by clays minerals. Determination of surface areas and cation exchange capacities (clays-organic studies XVIII). *Clays and clays minerals*, 18 (1970) 203 – 212.
- [15] **A. BOUKERROUI et M-S. OUALI**, Activation d'une bentonite par un sel d'ammonium : évaluation de la capacité d'échange cationique et de la surface spécifique. *Ann. Chim. Sci. Mat*, 25 (2000) 583 – 590.
- [16] **G. KAHR, F.T. MADSEN**, Determination of the cation exchange capacity and the surface area of bentonite, illite and kaolinite by methylene blue adsorption. *Applied clay science*, 9 (1995) 327 – 336.
- [17] **D. SAMAKE**, Traitement des eaux usées de tannerie à l'aide de matériaux à base d'argile. Thèse de l'Université Joseph Fourier de Grenoble et de l'Université de Bamako, Mali, 2008.
- [18] **B. SORGHO, S. PARÉ, B. GUEL, L. ZERBO, K. TRAORÉ, I. PERSSON**, Etude d'une argile locale du Burkina Faso à des fins de décontamination en  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  et  $\text{Cr}^{3+}$ , *J. de la Société Ouest-Africaine Chim.*, 3 (2011) 49 – 59.
- [19] **F.Y. ALSHAEBI, W. Z. WAN YAACOB, A. R. SAMSUDIN**, Removal of Arsenic from Contaminated Water by Selected Geological Natural Materials. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 4(9) (2010) 4413 – 4422.
- [20] **I. GHORBEL-ABID, K. GALAI, M. TRABELSI-AYADI**, Retention of chromium (III) and cadmium (II) from aqueous solution by illitic clay as a low-cost adsorbent. *Desalination* 256 (2010) 190 – 195.
- [21] **N. TEKIN, E. KADINCI, O. DEMIRBA, M. ALKAN, A. KARA**, Adsorption of polyvinylimidazole onto kaolinite. *Journal of Colloid and Interface Science* 296 (2006) 472 – 479.
- [22] **F. AYARIA, E. SRASRAB, M. T. AYADIA**, Characterization of bentonitic clays and their use as adsorbent. *Desalination* 185 (2005) 391 – 397.
- [23] **J. A. SCHWARZ, C.T. DRISCOLL, A. KBHANOT**, The zero point of charge of Silica-Alumina Oxide suspension. *Journal of colloid and Interface Science*, 97 (1984) 55 – 61.
- [24] **A. BANERJEE, P. P. PRAMANICK, A. R. SARKAR**, Design and operation of fixed bed laterite column for the removal of fluoride from water. *Chemical Engineering Journal*, 131 (2007) 329 – 335.

- [25] **Y. MILLOGO**, Etude géotechnique, chimique et minéralogique de matières premières argileuse et latéritique du Burkina Faso améliorées aux liants hydrauliques : application au génie civil (bâtiment et route). Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2008.
- [26] **L. MBUMBIA, A. M. WILMARS, J. TIRLOCQ**, Performance characteristics of lateritic soil bricks fired at low temperatures: a case study of Cameroon. *Construction and Building Materials*, 14 (2000) 121 – 131.
- [27] **M. D. GIDIGASU**, Degree of weathering in the identification of laterite materials for engineering proposes – A review. *Engineering Geology*, 8 (1974) 213 – 266.
- [28] **N. JAHAN, H. GUAN, E. A. BESTLAND**, Arsenic remediation by Australian laterites. *Environ Earth Sci*, 64 (2011) 247 – 253.
- [29] **H. S. ALTUNDOGAN, S. ALTUNDOGAN, F. TUMEN, M. BILDIK**, Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption on red mud. *Waste Management* 20 (2000) 76 – 767.
- [30] **M. SEYNOU**, Caractérisation de matières premières argileuses des sites de Loulouka et de Korona (Burkina Faso) : valorisation dans la céramique du carreau. Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2009.
- [31] **C. BICH**, Contribution à l'étude de l'activation thermique du kaolin : évolution de la structure cristallographique et activité pouzzolanique, thèse de l'institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 2005.
- [32] **E. JOUSSEIN, S. PETIT, A. DECARREAU**, Une nouvelle méthode de dosage des minéraux argileux en mélange par spectroscopie IR. *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes/Earth and Planetary Sciences* 332 (2001) 83 – 89.
- [33] **A. M'LEYEH, E. SRASRA ET A. CHEREF**, Fixation des métaux lourds par les argiles de la décharge municipale de Borj Chekir (SW de Tunis). *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management. Tunis (EPCOWM)*, (2002) 533 – 546.
- [34] **A. KHALFAOUI**, Etude du comportement à la cuisson d'une argile locale et d'optimisation des effets de paramètres du cycle thermique par la méthode des surfaces de réponse. Thèse de l'Université Cadi Ayyad, Maroc, 2008.
- [35] **P. LAKSHMIPATHIRAJ, B. R. V. NARASIMHAN, S. PRABHAKAR, G. B. RAJU**, Adsorption of arsenate on synthetic goethite from aqueous solutions, *J. Hazard. Mater.*, 136 (2006) 281 – 287.
- [36] **N. CABANE**, Sols traités à la chaux et aux liants hydrauliques : Contribution à l'identification et à l'analyse des éléments perturbateurs de la stabilisation.

Thèse de l'université de Jean Monnet et de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de St-Etienne, France, 2004.

- [37] **L. RAY FROST AND A. M. VASSALLO**, The dehydroxylation of the kaolinite clay minerals using infrared emission spectroscopy. *Clay and Clay Minerals*, 44 (1996) 635 – 651.
- [38] **T. H. KO, H. CHU**, Spectroscopic study on sorption of hydrogen sulfide by means of red soil. *Spectrochimica Acta. Part A, Molecular and Biomolecular Spectroscopy*. 61 (2005) 2253 – 2259.
- [39] **J. T. KLOPROGGE, R.L. FROST, L. HICKEY**, Infrared emission spectroscopic study of the dehydroxylation of some hectorites. *Thermochemica Acta*, 345 (2000) 145 – 156.
- [40] **P. KOTOKY, D. BEZBARUAH, J. BARUAH, G. C. BORAH AND J. N. SARMA**, Characterisation of clay minerals in the brahmaputra river sediments, Assam, India; *Current Science*, 91(9) (2006) 1247 – 1250.
- [41] **J.W STUCKI AND C. B. ROTH**, Interpretation of infrared spectra of oxidized and reduced notronite. *Clays and Clays Minerals*, 24 (1976) 293 – 296.
- [42] **A. S. ALZAYDIEN**, Adsorption of Methylene Blue from Aqueous Solution onto a Low Cost Natural Jordanian Tripoli. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(3) (2009) 197 – 208,
- [43] **M. RISTIĆ, S. MUSIĆ, M. GODEC**, Properties of  $\gamma$ -FeOOH,  $\alpha$  FeOOH and  $\alpha$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> particles precipitated by hydrolysis of Fe<sup>3+</sup> ions in perchlorate containing aqueous solutions. *Journal of Alloys and Compounds*, 47 (2006) 292 – 229.
- [44] **H. VIALIS-TERRISSE**, Interaction des Silicates de Calcium Hydratés, principaux constituants du ciment, avec les chlorures d'alcalins. Analogie avec les argiles. Thèse de Doctorat de l'Université de Bourgogne, France, 2000.
- [45] **R. PALANIVEL AND G. VELRAJ**, FTIR and FT – Raman spectroscopic studies of fired clay artifacts recently excavated in Tamil Nadu, India. *Indian Journal of Pure & Applied Physics*, 45 (2007) 501 – 508.
- [46] **P. PIALY**, Etude de quelques matériaux argileux du site Lombo (Cameroun) : minéralogie ; comportement au frittage et analyse des propriétés d'élasticité. Thèse de l'Université de Limoges, France, 2009.
- [47] **K. KONAN L, J. SEIL, J. Y. Y. ANDJI, N. S. SORO, S. OYETOLA, A. A. TOURE ET G. KRA**, Etude de quelques échantillons d'argiles du site de Sekoudé (Côte d'Ivoire) ; *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.*, 11 (2001) 181 – 196.

- [48] **Y.F. CHEN, M.C. WANG, M.H. HON**, Phase transformation and growth of mullite in kaolin ceramics. *J. Eur. Ceram. Soc.*, 24 (2004) 2389 – 2397.



## **Chapitre V : Etude des phénomènes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) par les latérites**

### **1 Introduction**

Au cours des 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 posés par cet élément très toxique, dont l'élimination des milieux pollués est devenue un enjeu mondial. Ce constat explique le nombre croissant de travaux relatifs au développement de nouvelles technologies pour l'élimination de l'arsenic inorganique présent dans les eaux souterraines ou de surface destinées à la consommation humaine, sous la forme d'espèces oxy-anioniques dans lesquelles l'arsenic est principalement aux degrés d'oxydation +III et +V.

Les latérites comme adsorbants ont été utilisées dans certains pays comme le Bangladesh, l'Inde, le Vietnam pour l'élimination de l'arsenic dans les eaux destinées à la consommation [1-2]. Au Burkina Faso, les latérites existent bien à l'état naturel et ont fait l'objet de nombreuses études en vue de leur utilisation dans la construction des routes, des pistes [3] et largement exploitées dans le domaine de la construction des habitats (carrière de Laye). Les latérites comme adsorbants à des fins d'assainissement des eaux polluées par l'arsenic ont été moins étudiées. Cette étude pourrait constituer une solution efficace et durable au profit des populations des villages du Nord du Burkina Faso où la concentration en arsenic dans certains puits est largement supérieure à la norme admissible par l'Organisation Mondiale de la santé qui est de 0,01 mg/L.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier la potentialité d'élimination de l'arsenic (III) et (V) en solutions synthétiques par les latéritiques BN, KN et LA. Les études dans des solutions synthétiques contaminées à l'arsenic sont un préalable aux études de terrain pour l'élimination de l'arsenic en situation réelle.

### **2 Adsorption en batch**

Les études d'adsorption en batch de l'arsenic (III) et (V) se sont focalisées d'une part sur des investigations structurale et microstructurale après adsorption de l'arsenic, et d'autre part sur l'effet de dose des adsorbants, l'effet de la concentration initiale en As, l'effet du pH et les effets des interférences de quelques anions sur l'adsorption de l'arsenic.

## **2.1 Investigations structurale et microstructurale après adsorption de l'arsenic**

Le dépôt de latérite après adsorption en batch de chaque suspension de l'arsenic à pH compris entre 6,1 et 7 et après centrifugation est recueilli dans un bécher. Les béchers sont placés par la suite dans une étuve réglée à 105°C afin de bien sécher les latérites pour des analyses en spectrométrie infrarouge, à la diffraction des Rayons X, en microscopie électronique à balayage et EDX.

### **2.1.1 La spectrométrie Infrarouge (IR)**

Les **figures V.1 à V.3** montrent les spectres FTIR des latérites et des mélanges latérites + arsenic.

Une comparaison des pics des latérites brutes et des latérites contaminées à l'arsenic montre des pics similaires avec des modifications (diminution, augmentation ou disparition) lorsque l'arsenic a été adsorbé sur les latérites. Cependant, les pics à 1034, 1004, 914, 791, 752, 694 et 470  $\text{cm}^{-1}$  plus nets sur les latérites brutes ont diminué d'intensité, ou ont même disparu après contact des latérites avec une solution d'arsenic pendant 24 heures. Par ailleurs, la diminution du pic à 791  $\text{cm}^{-1}$  est due à  $\text{AsO}(\text{OH})_2^-$  (latérite +As(III)) [4]. Ces modifications de pics sur les spectres de latérites + As(III, V) sont une indication des interactions entre les espèces de l'arsenic et la surface des latérites [2, 5]. Les modifications constatées sur les spectres infrarouges ont été mises en évidence par plusieurs auteurs au cours des travaux antérieurs [6- 8]. Selon la littérature [4, 9], les spectres « adsorbant + As » doivent être réalisés à des pH bien précis (acide ou alcalin) pour que d'autres pics caractéristiques de As(III) ou As(V) apparaissent.

L'analyse par diffraction des Rayons X de la structure sera nécessaire pour en savoir plus sur les phases minérales responsables de l'adsorption de l'arsenic (III) et (V) étant donné que les latérites sont constituées d'oxydes mixtes. Les données FT-IR suggèrent un mécanisme de sorption de sphère interne pour As(III) et As(V) sur les latérites.

Le **tableau V.1** résume les différentes modifications (disparition, augmentation et diminution d'intensité des bandes) observées sur les spectres FT-IR après adsorption de l'arsenic. Ces changements seraient dus à l'effet de l'arsenic sur les phases minérales identifiées dans les trois latérites.

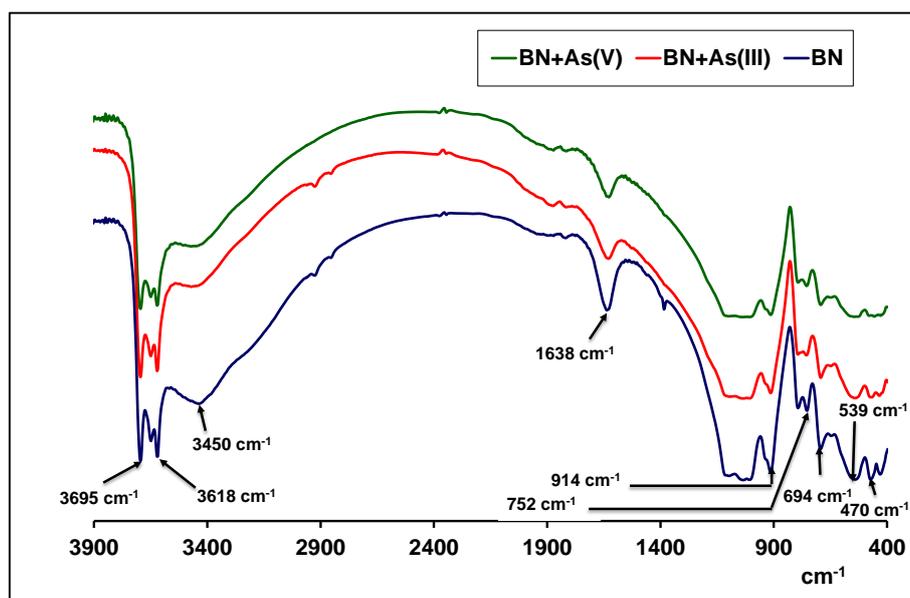


Figure V. 1 : Spectres FTIR de la latérite BN avant et après adsorption de l'arsenic (III, V)

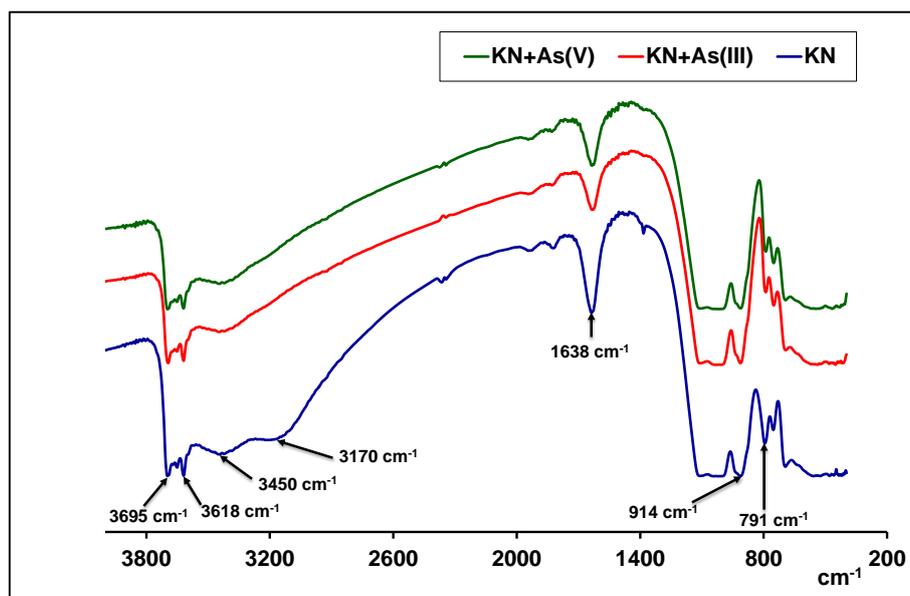


Figure V. 2 : Spectres FTIR de la latérite KN avant et après adsorption de l'arsenic (III, V)

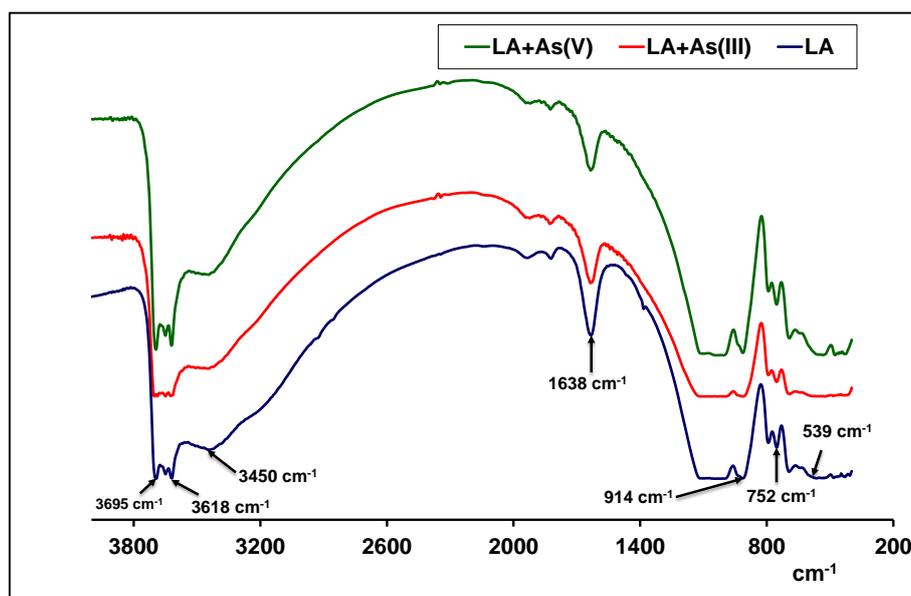


Figure V. 3 : Spectres FTIR de la latérite LA avant et après adsorption de l'arsenic (III, V)

**Tableau V. 1** : Appréciation qualitative des intensités des bandes caractéristiques des liaisons inter-atomiques après adsorption de As(III) et As(V) par les latérites BN, KN et LA.

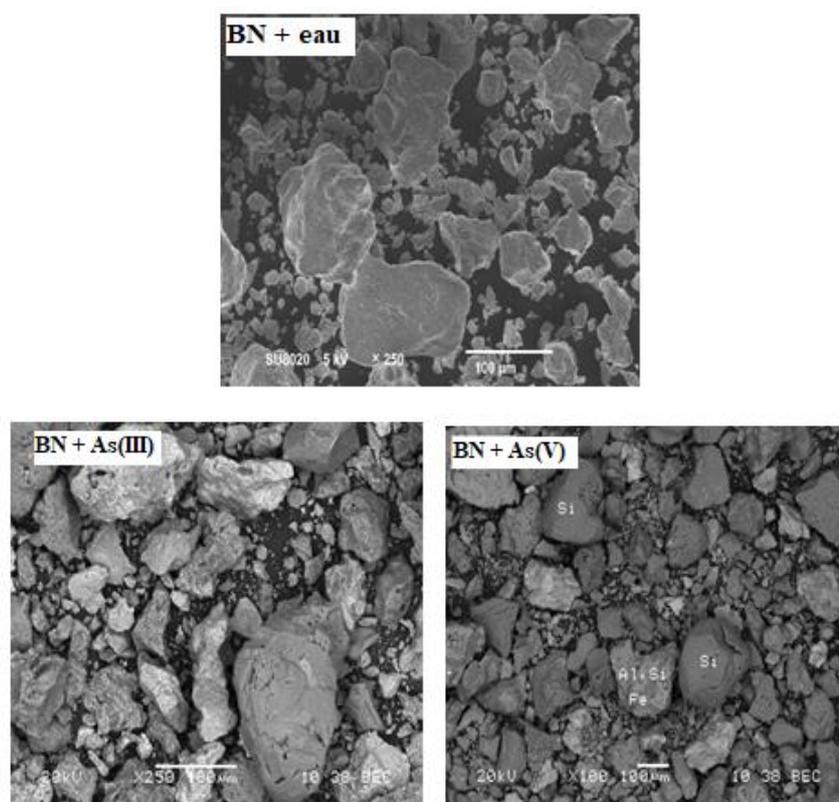
Liaisons inter atomiques	Bandes (cm <sup>-1</sup> )	Spectres					
		BN + As(III)	BN + As(V)	KN + As(III)	KN + As(V)	LA + As(III)	LA + As(V)
Al-OH	3695	=	-	=	=	-	+
	3618	=	-	=	=	-	+
Fe-OH	1034	0	0	=	=	=	=
	1004	0	0	=	=	=	=
	914	-	-	+	-	-	+
	791	-	-	-	-	-	-
	752	-	-	=	=	-	+
Fe-O	539	-	0	/	/	0	+
	470	-	-	/	/	0	+
H <sub>2</sub> O	3430	=	=	=	=	=	=
	1638	-	-	-	-	-	-
-O-H	3170	/	/	0	0	/	/
	694	-	=	-	-	-	+
Si-O	1112	0	0	=	=	=	=
Si-O-Si	421	-	0	/	/	/	/

+: Augmentation ; -: diminution ; =: inchangé ; 0 : disparition ; / : pas de pic

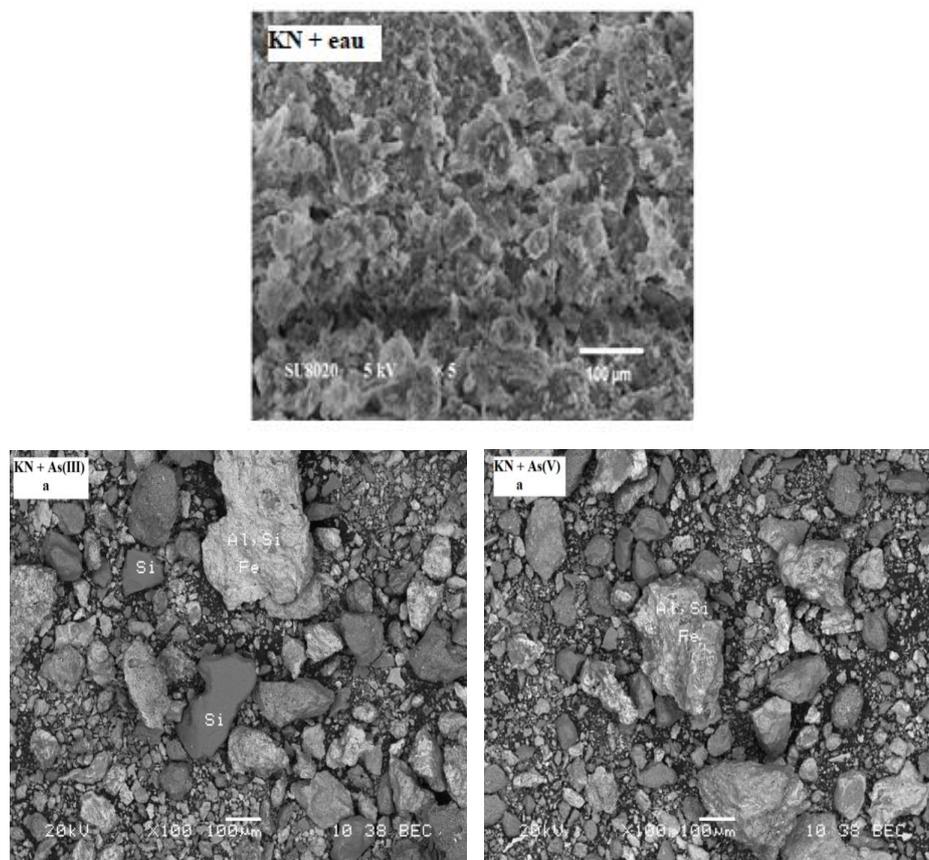
### **2.1.2 La microstructure**

Les images MEB (**Figures V.4 à V.6**) ont été effectuées grâce à un microscope électronique à balayage (Microspec-WDX 600/OXFORD). Les images présentent des différences qui pourront certainement nous apporter des informations complémentaires. La surface des latérites brutes (avant adsorption) présente une structure très poreuse avec des textures hétérogènes.

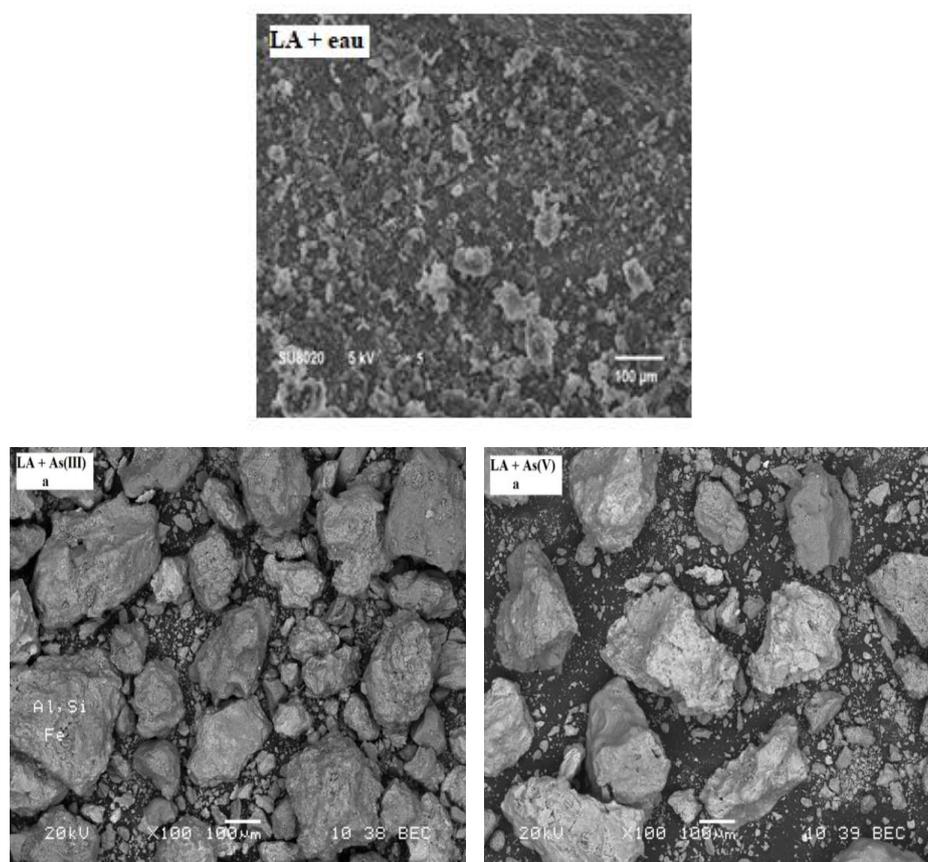
Les images MEB des résidus après adsorption à As(III,V) présentent un aspect aggloméré (amassé ou assemblé de façon compacte) qui serait lié à la présence de l'arsenic dans la structure et/ou à la surface des minéraux composants les latérites. Un accolement des particules des latérites est observable sur les images MEB des résidus après adsorption à l'arsenic. Cet accolement pourrait être dû à un piégeage des ions arsenic par les plaquettes des latérites. En plus, les analyses EDX indiquent la présence de Fe et Al sur la surface des particules. Ces phases seraient donc responsables de l'élimination de l'arsenic.



**Figure V. 4 :** Image MEB de la latérite BN en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III,V) à 5 mg/L.



**Figure V. 5 :** Image MEB de la latérite KN en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III,V) à 5 mg/L



**Figure V. 6 :** Image MEB de la latérite LA en contact de l'eau distillée et en contact avec une solution de As(III, V) à 5 mg/L.

### 2.1.3 La Diffraction des Rayons X (DRX)

Les résultats de l'analyse des poudres (50 ml de As(III, V) à 5 mg/L + 0,5 g de latérites au pH naturel) ayant servi à l'élimination de l'arsenic III et V par la diffraction des Rayons X sont indiqués dans les diffractogrammes des **figures V.8** à **10**. L'identification des pics a révélé la présence des mêmes phases minérales que dans les latérites brutes avec des modifications de certains pics. Les phases présentes sont :

**K** = Kaolinite, **Q** = quartz, **G** = goethite et **He** = hématite.

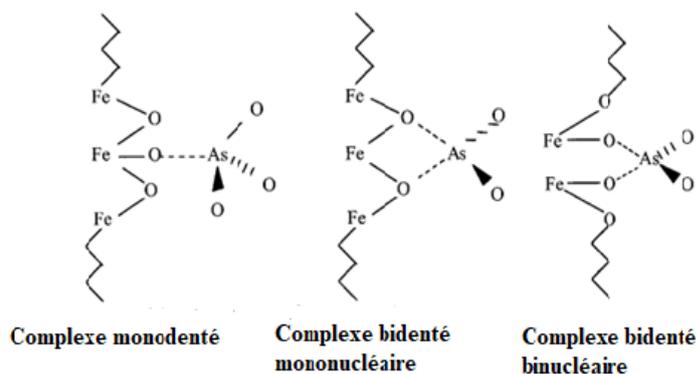
#### A. Cas de la latérite BN

Les résultats de la DRX de la latérite BN + As(III, V) montrent qu'il y a des modifications structurales qui s'opèrent au niveau de BN.

La comparaison des diffractogrammes de la latérite brute et ceux des mélanges BN + As présente quelques différences au niveau des pics caractéristiques de la goethite et de l'hématite qui traduisent que ces minéraux

contenus dans BN participent à l'élimination de l'arsenic. La disparition de certains pics liés à la goethite et l'hématite seraient liées à des complexes latérite-As.

La disparition des pics 110 et 130 de la goethite, situés respectivement à 24,75 et 38,75°, sur les spectres des mélanges et des pics 012 et 104 situés respectivement à 28,12 et 38,75° serait liée à la formation de complexes goethite-Arsenic et hématite-Arsenic [10] (**Figure V.7**).



**Figure V. 7** : Représentation schématique des mécanismes d'adsorption de l'arséniate sur la goethite [11]

### B. Cas de la latérite KN

L'observation de la **figure V.9** qui présente les diffractogrammes de KN, de KN + As(III) et KN + As(V) montre d'énormes modifications au niveau des spectres du mélange. Ces modifications traduisent le fait que tous les minéraux contenus dans la latérite KN participent à l'élimination de l'arsenic (III) et (V). La disparition et l'apparition des nouveaux pics seraient liées à la formation des complexes latérite-arsenic.

La kaolinite étant un minéral de type T-O, la diminution et/ou la disparition de l'intensité des pics 020, 002 et -201 situés respectivement à 23,15°, 28,98° et 40,84° seraient probablement liées à la formation des complexes avec les groupes aluminols (-Al-OH) [10]. Le pic intense 002 de la kaolinite situé à 28,98° a pratiquement disparu au niveau du spectre KN + As(V) tandis qu'il diminue d'intensité au niveau de KN + As(III).

Les pics caractéristiques de la goethite ont pratiquement disparu au niveau des spectres des mélanges. Les pics 020 et 110 situés respectivement à 20,82° et 24,75° ont pratiquement disparu au niveau des spectres des mélanges de KN + As(III) et KN + As(V). Quant aux pics caractéristiques de l'hématite, on remarque aussi qu'ils ont diminué d'intensité au niveau des spectres des mélanges. Les pics 104 (38,69°) et 110 (41,70°) caractéristiques de l'hématite ont disparu sur les

spectres des mélanges, ce qui traduirait que l'hématite participe à l'élimination de l'arsenic (III) et (V). La goethite, l'hématite et la kaolinite sont les principales phases minérales qui participent à l'élimination des arsénates et des arsénites.

### *C. Cas de la latérite LA*

Les diffractogrammes de la latérite LA, LA + As(III) et LA + As(V) (**Figure V.10**) montrent un ensemble de modifications qui traduiraient des réactions entre les phases minérales contenues dans LA et l'arsenic (III) et (V).

Les pics 020 et 002 de la kaolinite, observés respectivement à  $23,03^\circ$  et  $28,92^\circ$  sur le diffractogramme LA, subissent des modifications traduites par la diminution des intensités des pics au niveau des spectres des mélanges LA + As(III) et LA + As(V). Les causes de ces modifications sont identiques à celles évoquées dans le cas de KN. Ces modifications seraient liées à la formation des complexes entre les arsénates et les arsénites et les groupes aluminols (-Al-OH) [10].

Le pic 020 de la goethite à  $24,75^\circ$  disparaît sur les mélanges de LA + As(III) et LA + As(V). La disparition des pics liés à la goethite traduit le fait qu'une réaction a lieu entre la goethite et les arsénates et arsénites.

Les pics 104 et 110 de l'hématite situés respectivement à  $38,69^\circ$  et  $41,57^\circ$  subissent des modifications au niveau des mélanges. Ces modifications traduiraient des réactions entre l'hématite et les arsénates et arsénites.

La DRX indique que pratiquement toutes les phases minérales contenues dans les latérites participent à l'élimination de l'arsenic (III) et l'arsenic (V). Cela est justifié par le fait que les pics caractéristiques de ces phases minérales subissent des modifications après le contact avec l'arsenic (III) et (V).

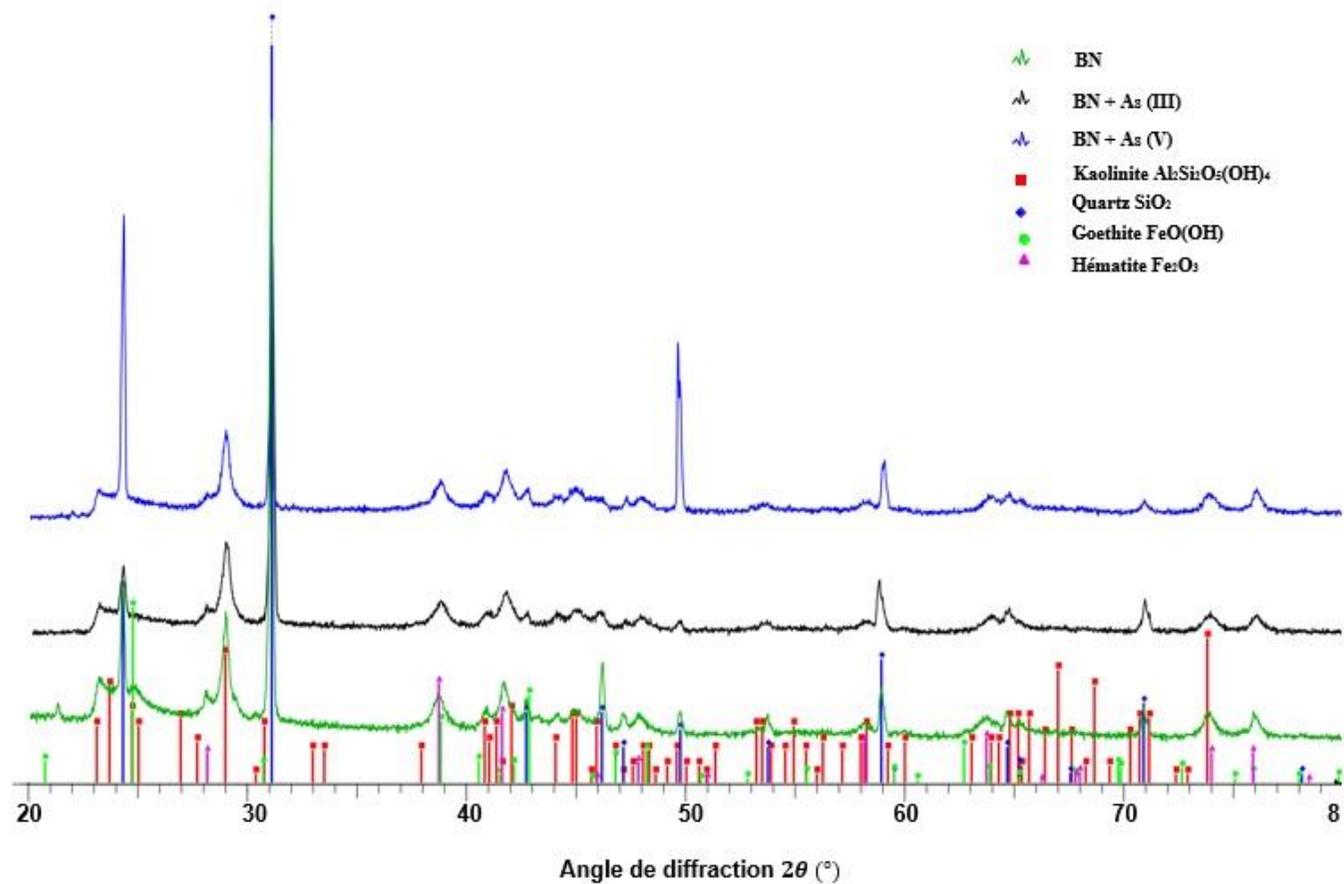


Figure V. 8 : Diffractogrammes des rayons X de la latérite BN, BN + As(III) et BN +As(V)

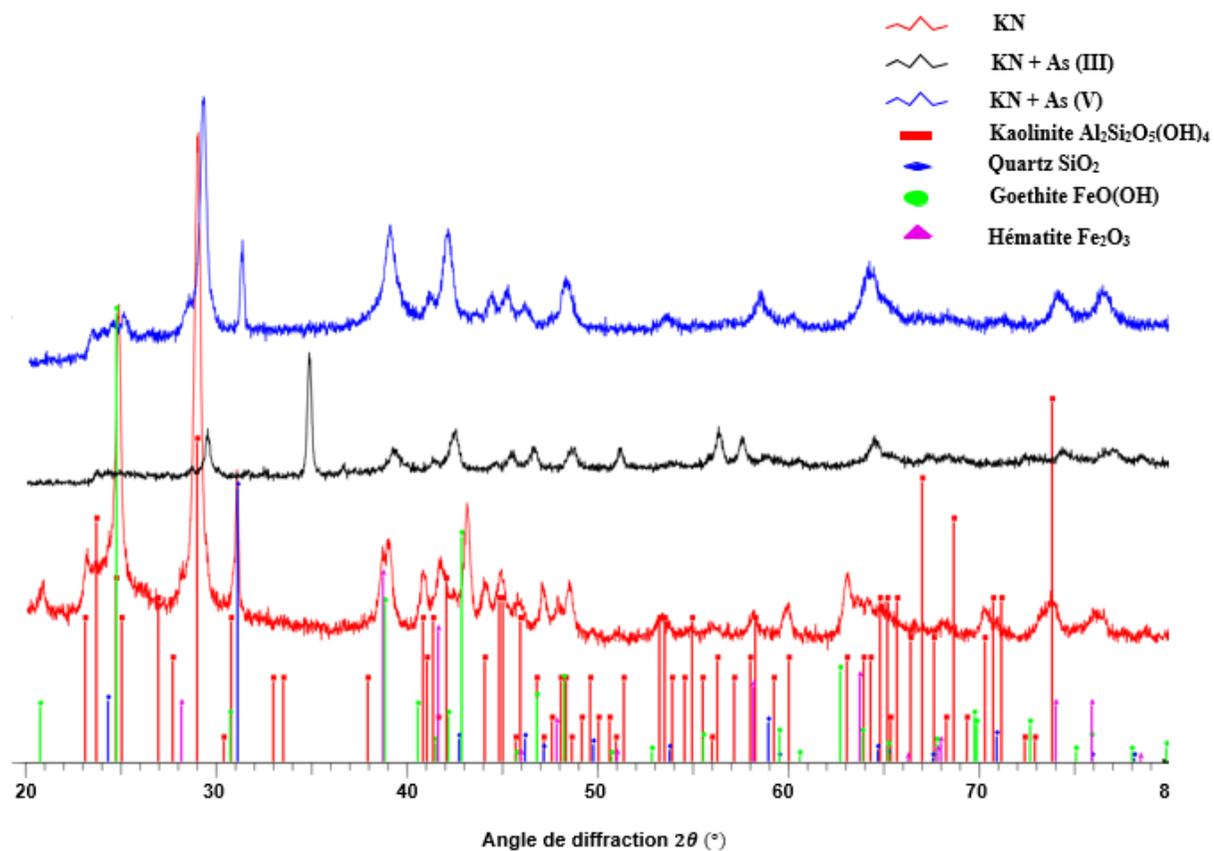


Figure V. 9 : Diffractogrammes des rayons X de la latérite KN, KN + As(III) et KN +As(V)

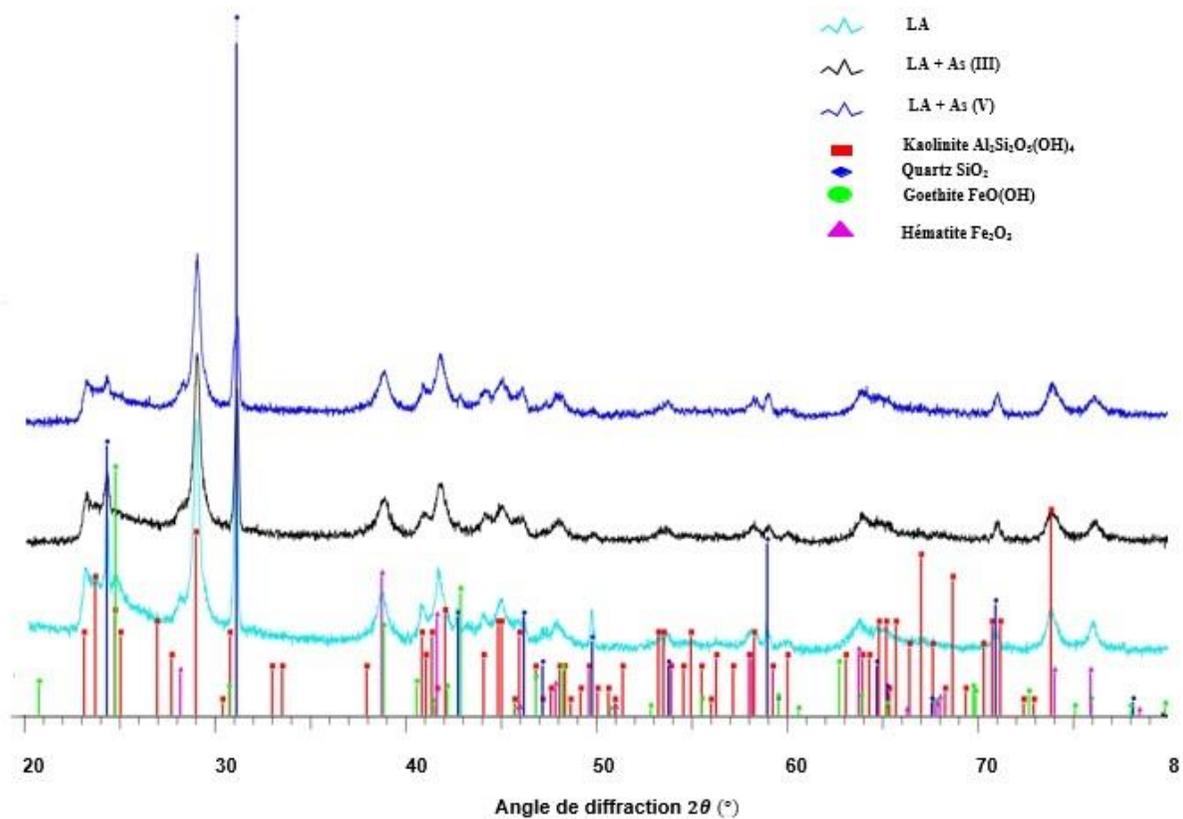
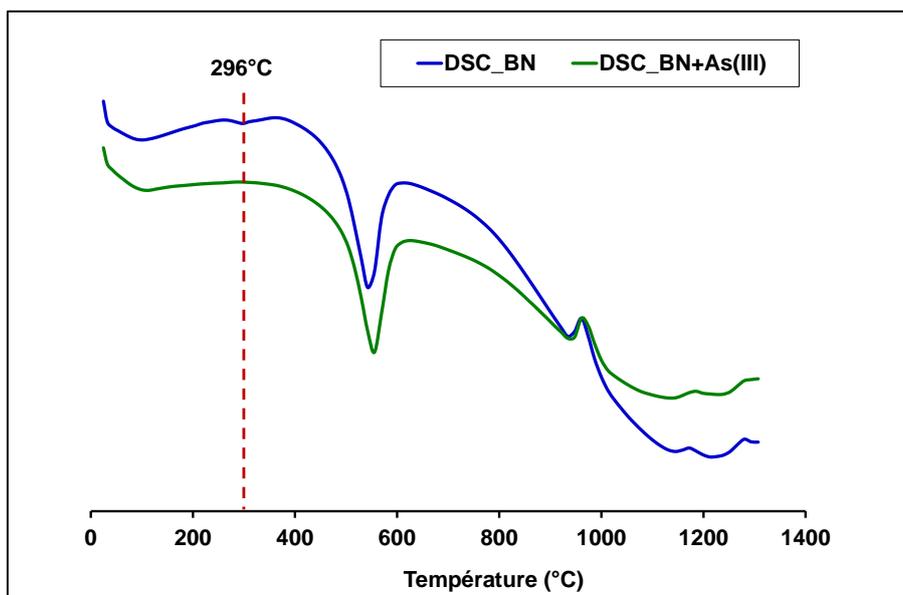


Figure V. 10 : Diffractogrammes des rayons X de la latérite LA, LA + As(III) et LA +As(V)

#### **2.1.4 Analyse thermogravimétrie et calorimétrie différentielle à balayage (ATG/DSC)**

Les résultats de l'analyse TGA/DSC des poudres après adsorption au pH naturel (6,6 – 7,2) ayant servi à l'élimination de l'arsenic (III) et (V) ont permis de tracer les thermogrammes des **figures V.11 à V.16**. Les analyses des courbes DSC ont permis de constater la modification ou la disparition de certains pics observés sur les latérites brutes.

Les pics endothermiques observés sur les courbes DSC des latérites brutes autour de 296 °C pour la latérite BN, 356 °C pour la latérite KN et 328 °C pour la latérite LA correspondant à la transformation de la goéthite en hématite ont pratiquement disparu au niveau des trois latérites après adsorption à l'arsenic (III) et (V), à l'exception de KN + As(III) où le pic a diminué d'intensité. Les analyses des courbes DSC confirment les résultats obtenus par la diffraction des rayons X et les spectres FT-IR.



**Figure V. 11 :** Thermogrammes DSC de la latérite BN, BN + As(III)

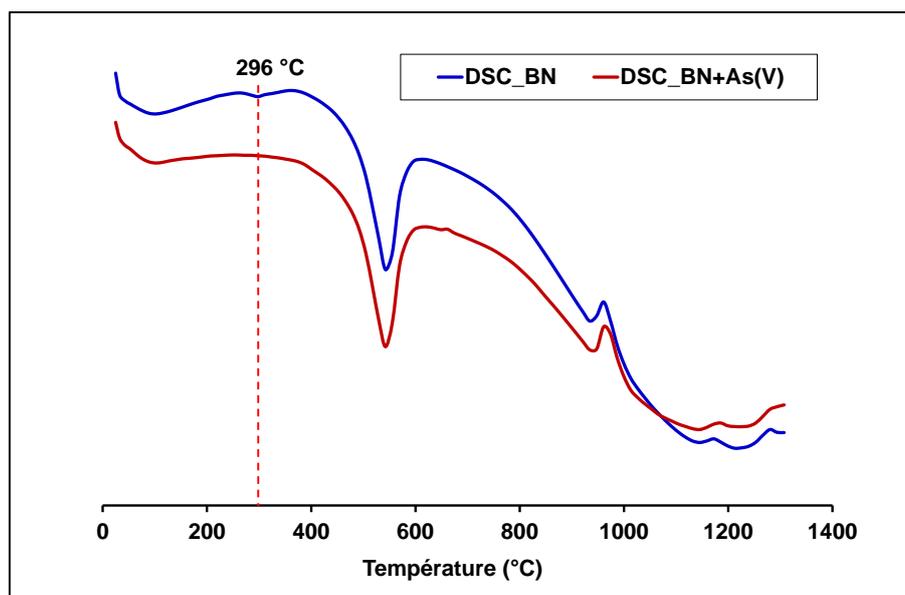


Figure V. 12 : Thermogrammes DSC de la latérite de BN, BN + As(V)

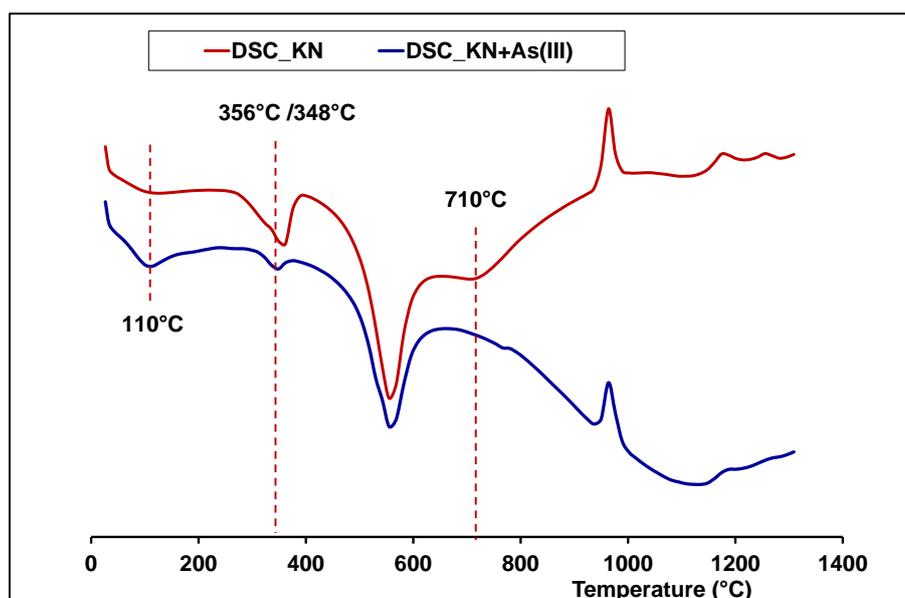


Figure V. 13 : Thermogrammes DSC de la latérite KN, KN + As(III)

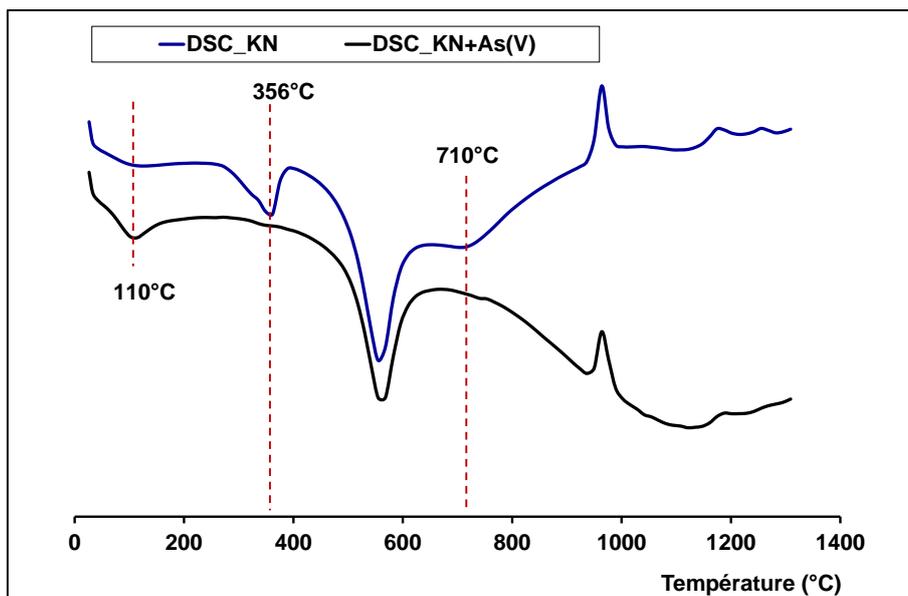


Figure V. 14 : Thermogrammes DSC de la latérite KN, KN + As(V)

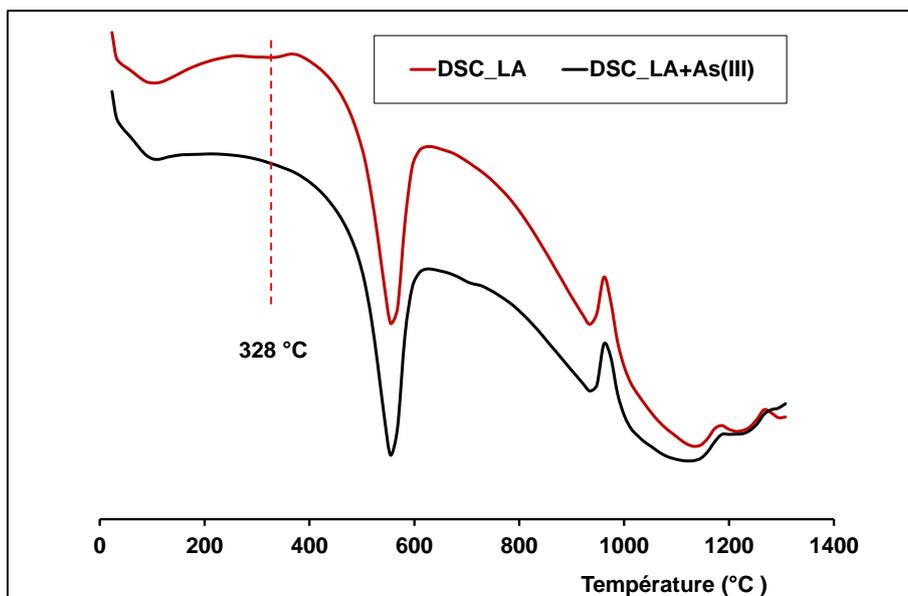


Figure V. 15 : Thermogrammes TGA/DSC de LA, LA + As(III)

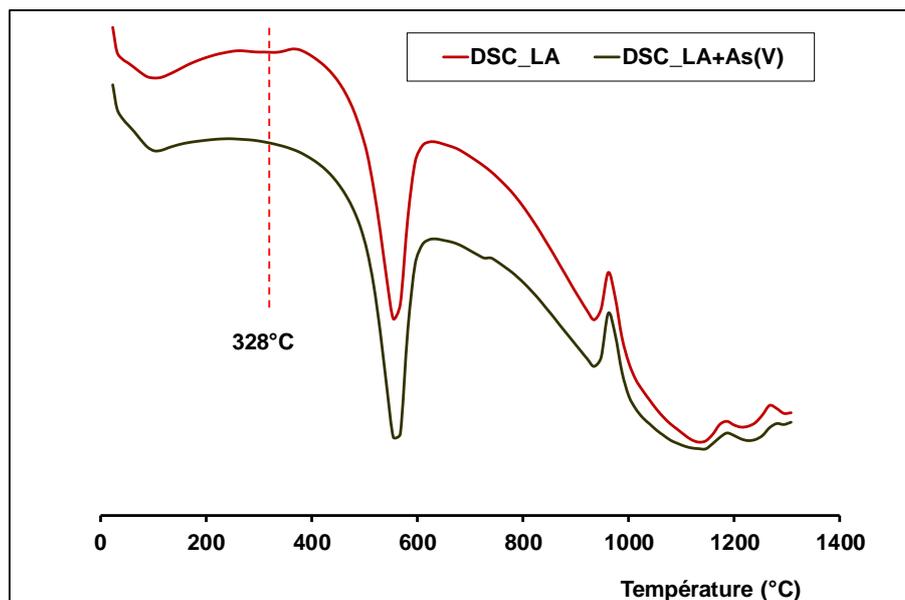
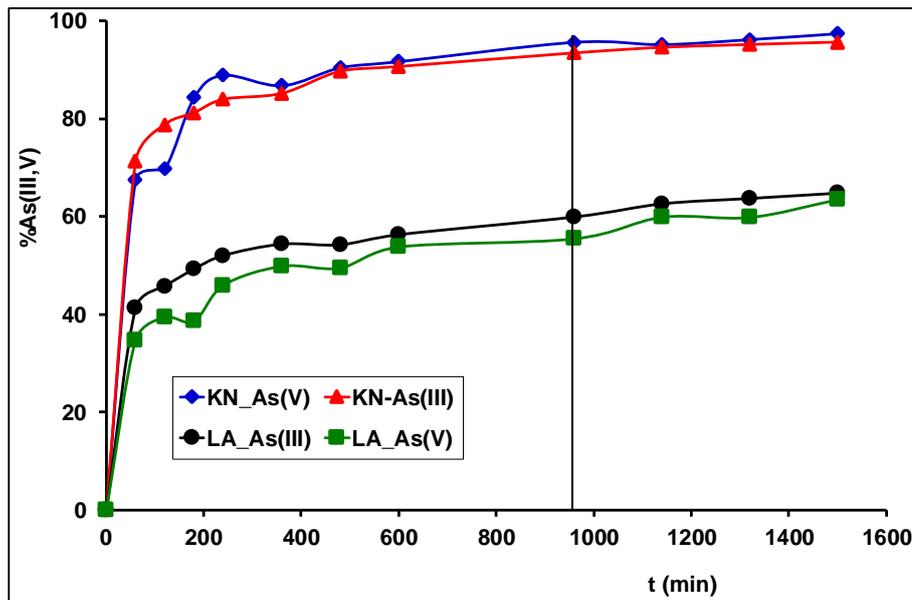


Figure V.16 : Thermogrammes DSC de la latérite LA, LA + As(V)

## 2.2 Effet du temps de contact et de la cinétique d'adsorption de l'arsenic (III, V)

Des études cinétiques ont été réalisées à un pH compris entre 6,2 et 7 avec une dose d'adsorbant de 10 g/L et une concentration initiale d'arsenic (III, V) de 5 mg/L. Les échantillons d'eau ont été prélevés à des intervalles de temps appropriés pendant 24h, et le taux d'élimination de l'arsenic (III, V) a été déterminé.

La **figure V.17** montre la cinétique d'adsorption de différentes espèces de l'arsenic sur les latérites qui ont été étudiées dans la gamme de 1h à 24h. On constate que l'adsorption de l'arsenic (III, V) se produit rapidement au cours des 10 premières heures, se déroule à un rythme relativement plus lent et atteint l'équilibre à environ 17 heures. Ceci est dû au fait qu'au début du processus, tous les sites actifs restent libres pour l'adsorption des espèces d'arsenic et leur concentration diminue graduellement au fur et à mesure que l'adsorption se poursuit avec le temps. En outre, la concentration des ions As(III) et As(V) dans la solution diminue également avec l'adsorption au cours du temps. De ce fait, la force motrice diminue graduellement avec le temps, alors que l'agitation reste constante conduisant le système vers l'équilibre où aucun retrait supplémentaire d'adsorption n'est possible avec l'augmentation du temps [12,13]. Le taux d'adsorption lent indiqué par la **figure V.17** suggère que l'adsorption est contrôlée principalement par une diffusion intraparticulaire [12]. Ainsi, la période d'agitation de 24 h est considérée comme une période d'agitation optimale pour la suite des essais.



**Figure V. 17 :** Effet du temps de contact sur l'élimination de l'arsenic (III, V) par les latérites KN et LA.  $m = 0,5$  g d'adsorbant et  $C_0 = 5$  mg/L

Afin d'étudier le mécanisme de l'adsorption de l'arsenic (III, V) sur les deux latérites, deux modèles cinétiques ont été utilisés. Ces modèles sont représentés par les **relations V.1** et **V.2** qui sont des formes linéaires.

Modèle du pseudo-premier ordre [9].

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln(Q_e) - k_1 \times t \quad \text{Relation V.1}$$

Modèle du pseudo-second ordre [14].

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 \times Q_e^2} + \frac{t}{Q_e} \quad \text{Relation V.2}$$

Où  $Q_t$  est la quantité d'arsenic adsorbé au temps  $t$  en mg/g.  $k_1$  est la constante cinétique du pseudo-premier ordre en  $\text{min}^{-1}$ ,  $k_2$  est la constante cinétique du pseudo-second ordre en  $\text{g/mg} \cdot \text{min}$  et  $Q_e$  la quantité d'arsenic adsorbé à l'équilibre.

La comparaison entre les constantes de vitesse d'adsorption de pseudo-premier et de pseudo-second ordre et les valeurs expérimentales et calculées de  $Q_e$  sont données dans le **tableau V.2**. Des valeurs plus élevées du coefficient de corrélation ( $R^2$ ) ont été obtenues pour le modèle de pseudo-second ordre par rapport au modèle de réaction de pseudo-premier ordre. Les valeurs calculées de la capacité d'adsorption  $Q_{e,cal}$  sont du même ordre de grandeur que les valeurs expérimentales  $Q_{e,exp}$  (**Tableau V.2**) en utilisant le modèle pseudo-second-ordre. Ces résultats indiquent que la cinétique de l'adsorption de As(III, V) utilisant les deux latérites (KN et LA) s'explique par un modèle cinétique de pseudo-second ordre.

Tableau V. 2 : Paramètres cinétiques et coefficients de corrélation pour l'adsorption As (III) et As (V) sur les latérites

Latérites	As	Modèle du pseudo-premier ordre				Modèle du pseudo-second ordre			
		Q <sub>e,exp</sub> (mg/g)	Q <sub>e,cal</sub> (mg/g)	k <sub>1</sub> (1/min)	R <sup>2</sup>	Q <sub>e,exp</sub> (mg/g)	Q <sub>e,cal</sub> (mg/g)	k <sub>2</sub> (g/mg.min)	R <sup>2</sup>
KN	III	0,47	0,12	0,0027	98	0,47	0,48	0,057	0,99
	V	0,48	0,12	0,0024	0,92	0,48	0,49	0,051	0,99
LA	III	0,32	0,13	0,0021	0,95	0,32	0,33	0,042	0,99
	V	0,31	0,14	0,0016	0,95	0,31	0,33	0,028	0,99

### **2.3 Effet de dose sur l'adsorption de As(III, V)**

La concentration en adsorbant est considérée comme affectant de manière significative l'élimination des métaux lourds en solution aqueuse, puisqu'elle détermine l'équilibre adsorbant-adsorbé du système étudié.

Pour déterminer la dose optimale requise des latérites pour baisser la concentration de As (III) et As (V) à la limite admissible (0,01mg/L), les concentrations en adsorbants ont été variées dans la plage de 2,5 à 45 g/L pour un temps d'agitation de 24 heures et une concentration initiale en As (III) et As (V) fixé à 5 mg/L. Les pH des solutions étaient compris entre 6,6-7,1 et 6,5-7 pour As(V) et As(III) respectivement.

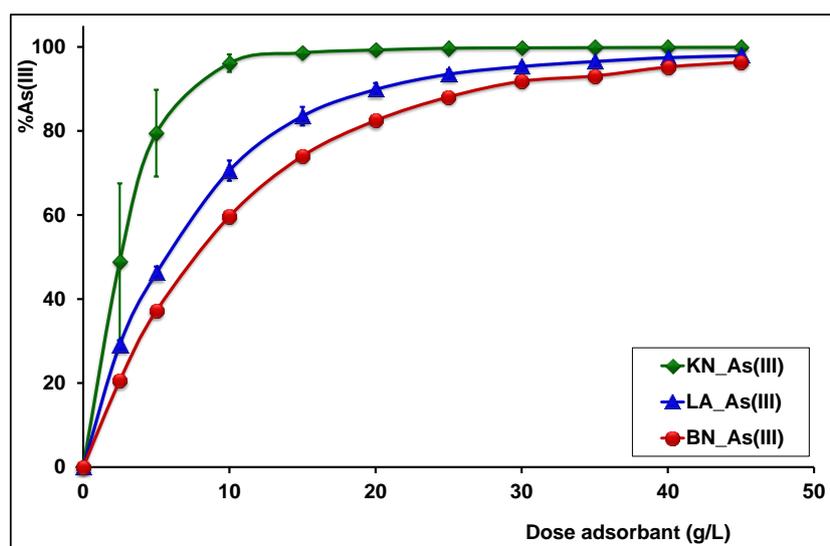
Les pourcentages d'élimination de As(III) et As(V) à l'équilibre pour les trois latérites qui ont servi de support dans ce travail sont indiqués dans les **figures V.18** et **V.19**. On peut voir sur les **figures V.18** et **V.19** que l'efficacité d'élimination de As(III) et As(V) augmente considérablement avec l'augmentation de la dose des adsorbants. Dans l'ensemble et pour As(III), l'augmentation de la dose des adsorbants de 2,5 g/L à 15 g/L a entraîné au moins un taux d'élimination de 20,5 à 74 %, 48,84 à 98,6 % et 29 à 83,5 % respectivement pour les latérites BN, KN et LA. Quant à As(V), l'augmentation de la dose de 2,5g/L à 15 g/L a entraîné un taux d'élimination de 25,3 à 85,6 % pour BN, 58 à 99,7 % pour KN et 54,4 à 99,5 % pour LA.

L'augmentation du taux d'élimination de As(III) et As(V) en fonction de l'augmentation de la dose des latérites serait due à l'augmentation des sites de sorption sur la surface des latérites [15-17]. Cette augmentation du taux d'élimination de l'arsenic peut être aussi expliquée par la disponibilité d'autres sites d'adsorption qui résultent de l'augmentation de la posologie de l'adsorbant [17-21]. Au-delà de 15 g/L d'adsorbant, on observe un léger accroissement de l'élimination de As(III) et As(V) jusqu'à atteindre un taux d'élimination d'au moins 96% pour As(III) et plus de 99% pour As(V). Cela peut être dû à l'adsorption de la quasi-totalité de As(III) et As(V), et l'établissement de l'équilibre entre les ions arsénites ou arséniate adsorbés sur la surface de l'adsorbant et ceux restant non adsorbés dans la solution.

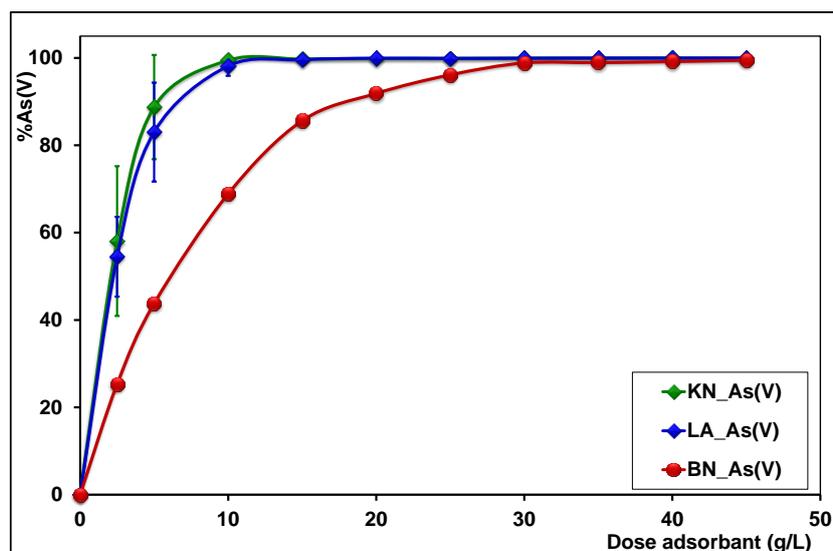
Avec une quantité de 15 g/L des latérites du Burkina Faso et une concentration initiale d'arsénite de 5 mg/L, nous atteignons des pourcentages d'élimination de  $98,59 \pm 0,64$  % et  $83,52 \pm 2,21$  %, respectivement pour les latérites KN et LA. Avec une concentration initiale en arsénite de 1 mg/L, **P. D. Nemade et al** [22] ont obtenu un taux d'élimination de 90 % pour une quantité de 25g/L de latérite. Avec une quantité de 15 g/L des latérites et une concentration initiale d'arséniate de 5 mg/L, des taux d'élimination de  $99,72 \pm 0,35$ ,  $99,58 \pm 0,45$

et 85, 63 sont atteints respectivement pour KN, LA et BN. Les résultats dans le présent travail sont meilleurs que ceux obtenus par **A. Maiti et al** [23], pour l'adsorption de As(V) (2 mg/L) sur une latérite naturelle provenant de la zone de Midnapore du Bengale occidental (Inde) pour laquelle un taux d'élimination d'environ 80% a été atteint pour 15 g/L de latérite. Pour une quantité de 5g/L et une concentration d'arsenic égale 5 mg/L, on obtient un taux d'élimination d'environ 70 % pour les latérites KN et LA dans le cas de As(V) et un taux d'élimination d'environ 80% pour la latérite KN dans le cas de l'adsorption As(III). Ces résultats sont encore meilleurs que ceux obtenus par **Y. Glocheux et al** [9], qui ont obtenu un taux d'élimination d'environ 60% pour l'élimination de As(III) par adsorption sur une latérite naturelle brute, avec une concentration initiale d'arsénite de 1 mg/L.

Pour les latérites KN et LA, nous obtenons un pourcentage d'élimination élevé avec une quantité de latérites naturelles qui est inférieure à celles décrites dans la littérature [18,22, 24- 26].



**Figure V. 18** : Effet de dose des adsorbants BN, KN et LA sur l'adsorption de As(III).  $C(\text{As(III)}) = 5 \text{ mg/L}$  ; Dose adsorbant : 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation : 24h;  $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$



**Figure V. 19 :** Effet de la dose des adsorbants BN, KN et LA sur l'adsorption de As(V).  $C(\text{As(V)}) = 5 \text{ mg/L}$  ; Dose adsorbant : 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation : 24h ;  $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$

Le **tableau V.3** résume quelques pourcentages d'élimination de l'arsenic (III) et (V) comparés aux latérites BN, KN et LA. Ces résultats pourraient être attribués à la surface spécifique élevée des latérites KN et LA et aussi aux quantités non négligeables en oxyde de fer. Ces résultats sont en accord avec les données de la littérature montrant que de meilleurs résultats sont obtenus lors de l'utilisation d'adsorbants ayant une grande surface spécifique [27].

**Tableau V. 3 :** Quelques pourcentages d'élimination de As(III,V) pour des latérites rapportées dans la littérature

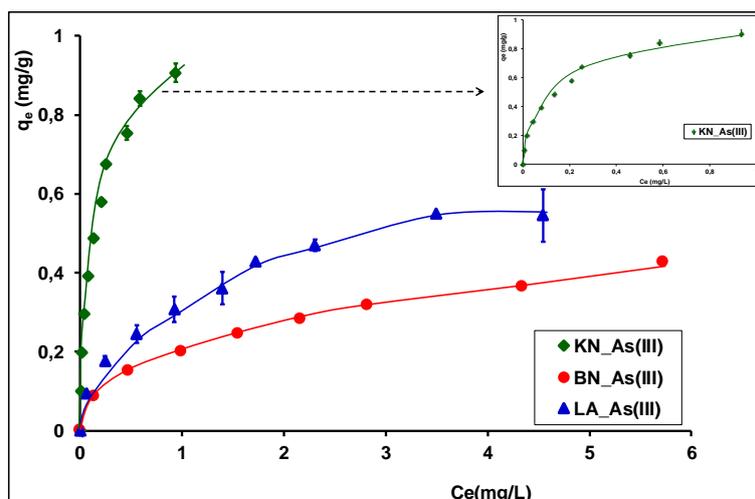
Latérites	Pourcentage adsorbé		Dose adsorbant (g/L)	[As(III,V)] mg/L	Références
	As(III)	As(V)			
Latérite (Inde).	98	95	20	0,5	[26]
Sol rouge	90	-	25	1	[22]
Latérite brute	60	70	5	1	[9]
Latérite (Inde)	/	80	15	2	[23]
Latérite (Inde)	95	/	20	1	[25]
Latérite BN	74	85,63	15	5	
Latérite KN	98,59 ± 0,64	99,72 ± 0,35	15	5	Présent travail
Latérite LA	83,52 ± 2,21	99,58 ± 0,45	15	5	

## **2.4 Effet de la concentration initiale en arsenic-relevé des isothermes**

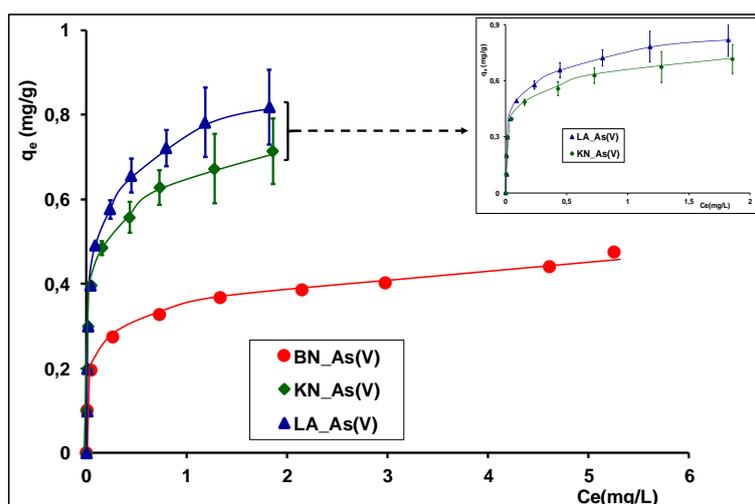
Pour une compréhension plus détaillée de la capacité d'adsorption de As(III) et As(V) sur les différents adsorbants BN, KN et LA, une étude des isothermes a été effectuée en faisant varier la concentration initiale en As(III) et As(V) de 1 à 10 mg/L et en maintenant la dose des adsorbants à 10 g/L, qui est la dose à partir de laquelle le pourcentage adsorbé en As est élevé et la concentration de l'arsenic en solution est à la limite autorisée. Les isothermes d'adsorption de As(III) et As(V) sur les adsorbants sont illustrées par les **figures V.20** et **V.21** respectivement. Les isothermes d'adsorption indiquent comment les molécules d'adsorption se répartissent entre la phase liquide et la phase solide lorsque le processus d'adsorption atteint un état d'équilibre. Ces isothermes représentent le comportement d'adsorption de As(III) et As(V) sur les différents adsorbants en fonction de l'augmentation de la concentration initiale en As(III) ou As(V) pendant une durée de 24 heures de contact.

Toutes les isothermes montrent que la quantité adsorbée augmente avec la concentration en As(III) et As(V), mais on remarque que les quantités adsorbées par KN sont nettement supérieures à celles de LA et BN. L'augmentation des quantités adsorbées par la latérite KN pourrait s'expliquer par les quantités de fer et d'aluminium plus élevées dans KN que dans LA et BN. En plus des quantités de fer et d'aluminium, KN a une surface spécifique plus grande que les latérites LA et BN. Cela a été montré par **A. Maiti et al [25,27]**, qui ont étudié l'adsorption de l'arsénite sur une latérite qui contenait des quantités élevées d'oxydes de fer et d'aluminium et présentant une surface spécifique élevée.

**P. Roy et al [28]** ont montré lors de l'étude de l'adsorption de l'arsenic sur des adsorbants modifiés chimiquement que l'augmentation de la quantité adsorbée est due à une diminution de la résistance à l'adsorption du soluté de la solution avec une augmentation de la concentration de l'arsenic. **X. Chen et al [29]** ont aussi montré au cours de leurs travaux que l'augmentation de la quantité adsorbée de l'arsenic sur les adsorbants pourrait s'expliquer par deux faits : d'une part, la saturation des sites d'adsorption sur les surfaces des échantillons ; d'autre part, la précipitation devient dominante à des concentrations élevées en arsenic. La diminution du pourcentage d'élimination de l'arsenic avec une concentration initiale croissante peut être due au nombre croissant d'ions arséniques dans la solution avec le même nombre de sites d'adsorption. En outre, la concentration initiale élevée en arsenic et la limitation de la capacité d'adsorption de l'arsenic par l'adsorbant peuvent également être responsables de la diminution du pourcentage d'élimination avec une augmentation de la concentration initiale en arsenic [14, 30].



**Figure V. 20 :** Isotherme d'adsorption de As(III) sur les adsorbants BN, KN et LA.  $C(\text{As(III)})$  : 1 – 10 mg/L ; Dose ads : 10 g/L ; Temps d'agitation : 24 h ;  $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$



**Figure V. 21 :** Isotherme d'adsorption de As(V) sur les adsorbants BN, KN et LA.  $C(\text{As(V)})$  : 1 – 10 mg/L ; Dose ads : 10 g/L ; Temps d'agitation : 24h ;  $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$

## 2.5 Linéarisation des isothermes

Pour comprendre la performance de l'adsorption des ions arsénite et arséniate, les modèles de Langmuir, Freundlich et de Dubinin-Rasdushkevich (D-R) ont été utilisés pour décrire les différentes isothermes d'adsorption.

### 2.5.1 Modèle de Langmuir

Une adsorption en monocouche sur une surface homogène avec un nombre fini de site et sans aucune interaction entre les molécules adsorbées est le trait caractéristique de l'isotherme de Langmuir [31]. La forme linéarisée du modèle de l'isotherme de Langmuir est donnée par **la relation I.4** du **chapitre I**.

Dans cette relation,  $K_L$  est la constante d'adsorption (L/mg) qui mesure l'affinité de l'adsorbant pour le soluté et  $q_m$  est la capacité d'adsorption maximale (mg/g). Les valeurs de  $K_L$  et  $q_m$ , données dans le **tableau V.4**, sont obtenues à partir de l'ordonnée à l'origine et la pente de la droite  $(C_e/q_e)$  en fonction de  $(C_e)$  (**Figures V.22 à 24**). Les valeurs calculées de  $q_m$  pour As (III) sont de 0,98 mg/g, 0,67 mg/g et 0,48 mg/g adsorbées respectivement sur les adsorbants KN, LA et BN. Quant à As(V), les valeurs de  $q_m$  sont de 0,71 mg/g, 0,83 mg/g et 0,46 mg/g respectivement sur KN, LA et BN.

Le facteur de séparation ( $R_L$ ), un paramètre d'équilibre sans dimension, peut être calculé d'après l'équation de Langmuir [31] et peut être exprimé à partir de **la relation I.5** du **chapitre I**.

Dans cette étude, les valeurs de  $R_L$  sont illustrées par les **figures V.25 et 26**. Elles sont toutes comprises entre 0 et 1 pour les gammes de concentrations utilisées. Ce qui suggère que ce processus d'adsorption est favorable pour les trois adsorbants utilisés dans ce travail.

Le changement d'énergie libre de Gibbs ( $\Delta G^0$ ) permet d'analyser le processus d'adsorption qui a lieu. Selon la littérature [1-2, 32-34], la constante de Langmuir  $K_L$  est utilisée pour le calcul de  $\Delta G^0$  à partir de la **relation V.3**.

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_L \quad \text{Relation V.3}$$

Avec :

R est la constante des gaz parfait (8,3145 J/mol.K)

T est la température absolue en Kelvin (K)

Sur la base de la **relation V.3**, les valeurs de  $\Delta G^0$  (**Tableau V.4**) sont toutes négatives, sauf dans le cas de l'adsorption de As(III) sur BN, ce qui suggère la spontanéité du processus d'adsorption de l'arsenic.

Une comparaison entre les valeurs de  $q_m$  obtenues dans ce travail avec des valeurs rapportées dans la littérature pour d'autres types de matériaux est présentée dans le **tableau V.5**. Les capacités d'adsorption maximale d'élimination de l'arsenic des latérites BN, KN et LA sont dans le même ordre que celles des adsorbants naturels utilisés dans la littérature pour l'élimination de l'arsenic.

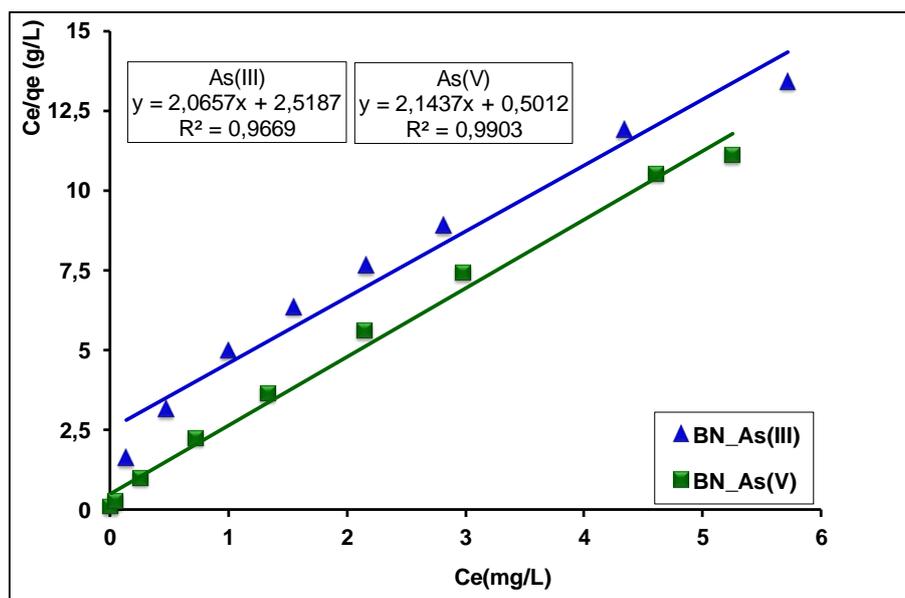


Figure V. 22 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de Langmuir

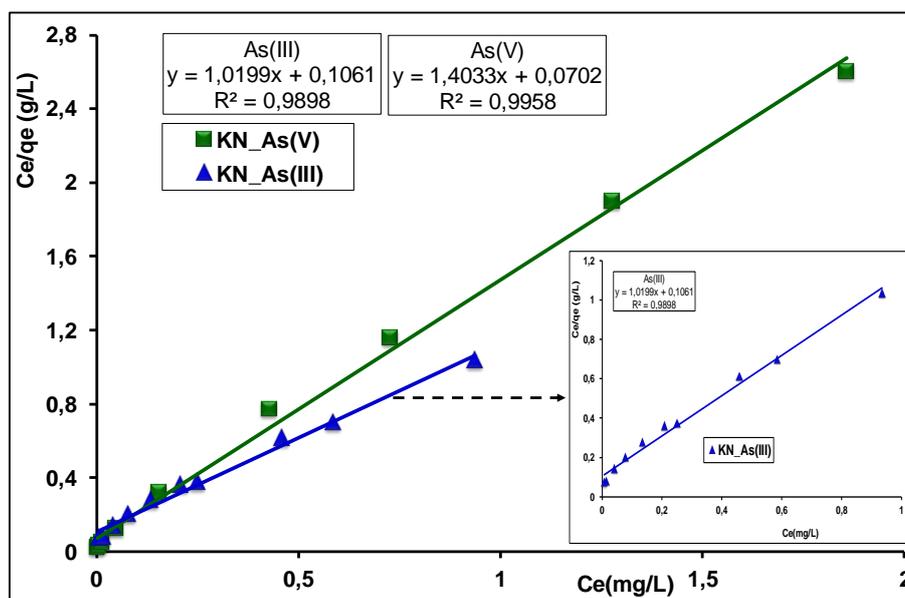


Figure V. 23 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de Langmuir

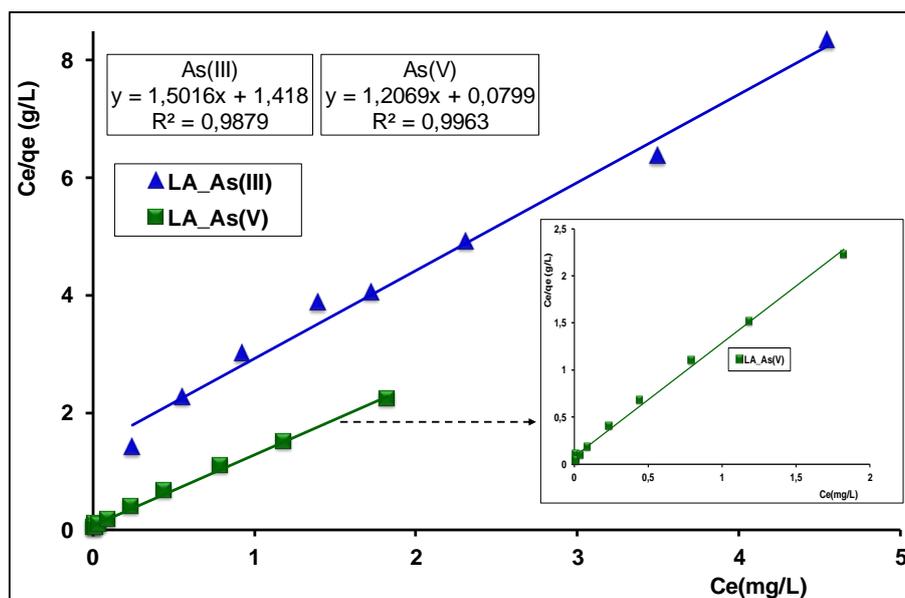


Figure V. 24 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de Langmuir

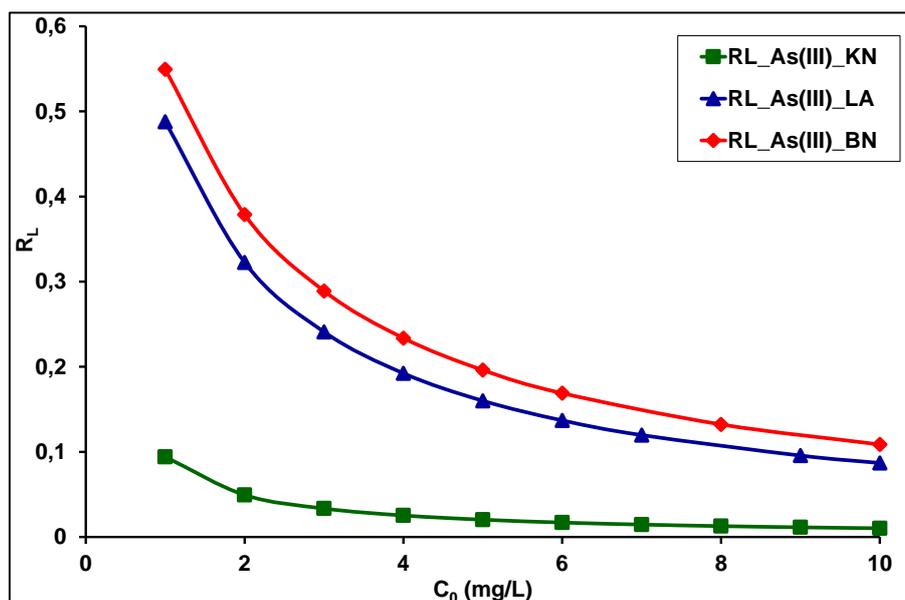


Figure V. 25 : Représentation du paramètre RL en fonction des différentes concentrations en As(III)

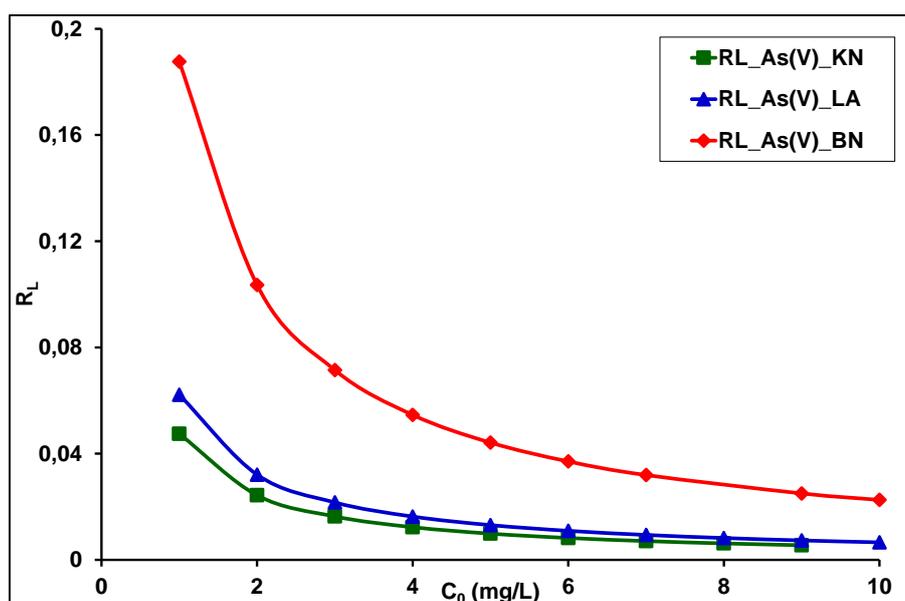


Figure V. 26 : Représentation du paramètre  $R_L$  en fonction des différentes concentrations en As(V)

Tableau V. 4 : Les paramètres de l'isotherme de Langmuir à la température de  $18 \pm 2$  °C

Latérites		Paramètres de Langmuir			$\Delta G^0$ (kJ/mol)
		$q_m$ (mg/g)	$K_L$ (L/mg)	$R^2$	
BN	As(III)	0,48	0,82	0,97	0,48
	As(V)	0,46	4,33	0,99	-3,54
KN	As(III)	0,98	9,62	0,99	-5,48
	As(V)	0,71	20,06	0,99	-7,25
LA	As(III)	0,67	1,05	0,99	-0,12
	As(V)	0,83	15,08	0,99	-6,55

**Tableau V. 5 :** Comparaison de la capacité maximale d'adsorption des latéritiques BN, KN et LA avec d'autres adsorbants

Adsorbants	$q_m$ (mg/g) (modèle de Langmuir)		Références
	As (III)	As (V)	
Latérite naturelle	0,17	-	[25]
Latérite naturelle	0,58	0,47	[9]
Sol latéritique	1,38	0,04	[26]
Latérite riche en fer	0,90	0,71	[2]
Latérite naturelle	9,4	21,60	[27]
Sol rouge	0,5	-	[22]
Alumine activée	0,18	0.05	[35]
Latérite BN	0,46	0,48	
Laterite KN	0.98	0.71	Présent travail
Laterite LA	0.67	0.83	

### 2.5.2 Modèle de Freundlich

Le modèle de Freundlich, basé sur une équation empirique, traduit une variation des énergies avec la quantité adsorbée. Cette distribution des énergies d'interaction s'explique par une hétérogénéité des sites d'adsorption. Contrairement au modèle de Langmuir, l'équation de Freundlich ne prévoit pas de limite supérieure à l'adsorption, ce qui restreint son application aux milieux dilués. En revanche, ce modèle admet l'existence d'interactions entre les molécules adsorbées. Le modèle de Freundlich est donné par la **relation I.7** du **chapitre I**.

Dans cette **relation I.7**,  $K_F$  est la constante de Freundlich qui représente la capacité d'adsorption et  $n$  représente l'intensité d'adsorption.

Dans cette étude, les valeurs de  $K_F$  et  $n$  ont été calculées à partir de l'intersection et la pente de l'isotherme de Freundlich (Figures V.27 à 29) et sont consignées dans le **tableau V.6**.

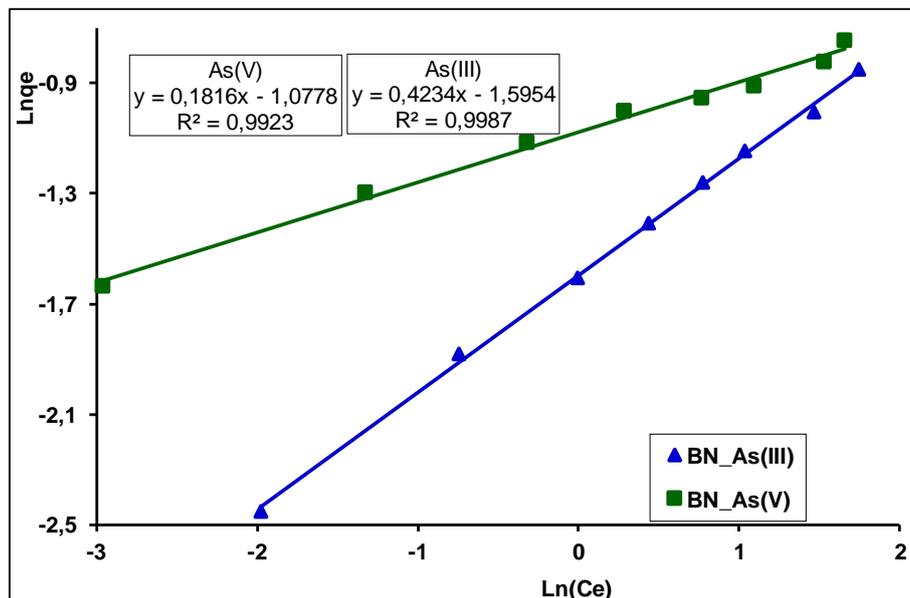


Figure V. 27 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de Freundlich

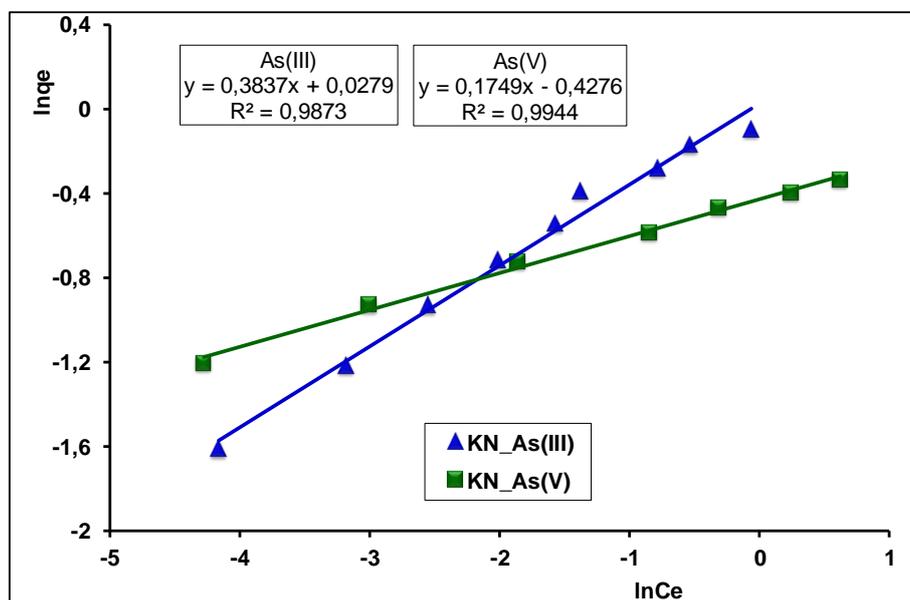


Figure V. 28 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de Freundlich

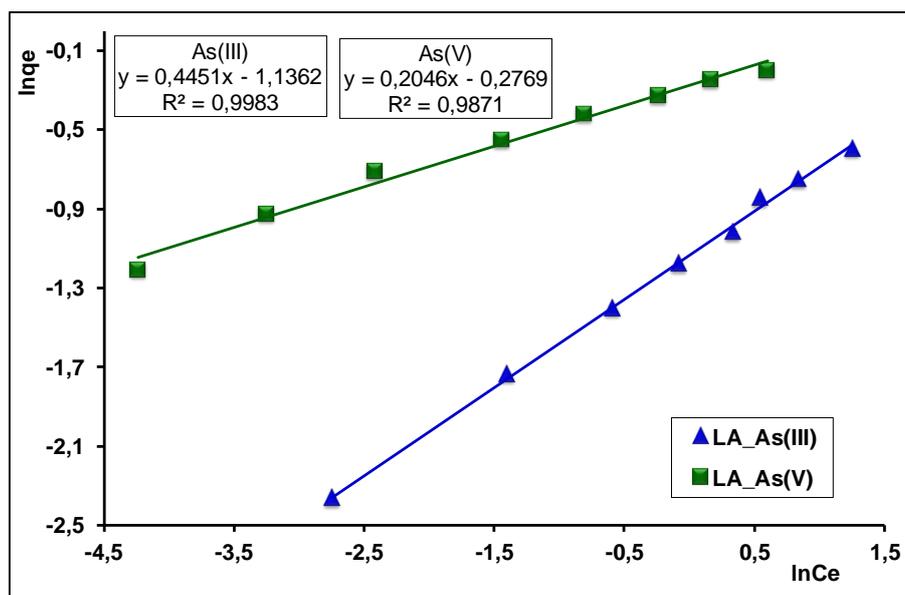


Figure V. 29 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de Freundlich

Tableau V. 6 : Les paramètres de l'isotherme de Freundlich à la température de  $18 \pm 2$  °C

Adsorbants		Paramètres de Freundlich		
		$K_F$	n	$R^2$
BN	As(III)	0,20	2,36	0,99
	As(V)	0,34	5,51	0,99
KN	As(III)	1,03	2,6	0,99
	As(V)	0,65	5,72	0,99
LA	As(III)	0,32	2,25	0,99
	As(V)	0,76	4,89	0,99

Les valeurs élevées des coefficients de corrélation ( $R^2$ ) pour les deux modèles suggèrent que l'exploitation des données expérimentales s'adapte bien au modèle de Langmuir et de Freundlich, ce qui peut être interprété en termes de nature de la surface des adsorbants et les affinités des différentes formes minéralogiques présentes dans les adsorbants envers l'arsenic.

### **2.5.3 Modèle de Dubinin-Rasduhkevich (D-R)**

Les isothermes de Langmuir et de Freundlich n'expliquant pas le mécanisme d'adsorption qui a lieu, nous avons utilisé le modèle de Dubinin-Rasduhkevich (D-R) afin de préciser le type d'adsorption. Les données ont été obtenues à l'aide de la **relation I.8** du **chapitre I**.

Les **figures V.30** à **V. 32** montrent le tracé de  $\ln(Q)$  en fonction de  $\epsilon^2$ . Les constantes  $k$  et  $Q_m$  de l'isotherme de D-R ont été calculées à partir de la pente et l'interception de l'axe des ordonnées. A partir des valeurs de  $k$  déterminées, les valeurs de l'énergie  $E$  (kJ/mol) définie comme étant le changement libre d'énergie lorsqu'une mole d'ions est transférée depuis l'infini en solution à la surface du solide sont calculées à partir de la **relation I.8** du **chapitre I**.

Les valeurs de  $Q_m$ ,  $k$  et  $E$  sont consignées dans le **tableau V.7**. La valeur de  $E$  est utilisée pour estimer le type d'adsorption. Si la valeur absolue est comprise entre 8 à 16 kJ/mol, l'adsorption est de nature chimique, et si elle est inférieure à 8 kJ/mol, l'adsorption est de nature physique (en raison de la faible force de van der Waals) [1,26]. Les valeurs de  $E$  trouvées dans cette étude pour les trois latérites sont toutes inférieures à 8 kJ/mol. Ceci indiquerait que l'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la surface des latérites serait de nature physique (physisorption).

Il faut rappeler que cette isotherme de D-R ne convient que pour une gamme intermédiaire de concentrations d'adsorbats car elle présente un comportement asymptotique irréaliste et ne permet pas de prédire la loi de Henry à basse pression. De ce fait, le modèle de D-R ne permettra pas d'expliquer exactement les mécanismes qui ont lieu à la surface des latérites. Cela explique le fait que les analyses de la force ionique et celles réalisées sur les résidus des latérites après adsorptions à l'arsenic par IR, DRX et DSC expliquent un caractère chimique de l'adsorption. Donc l'isotherme de D-R n'est pas adapté pour décrire la nature exacte de l'adsorption de l'arsenic par les latérites car les coefficients de détermination  $R^2$  sont faibles.

Le **tableau V.8** donne une comparaison des capacités d'adsorption selon l'isotherme de D-R des latérites BN, KN et LA avec d'autres adsorbants utilisés dans la littérature pour l'adsorption de l'arsenic.

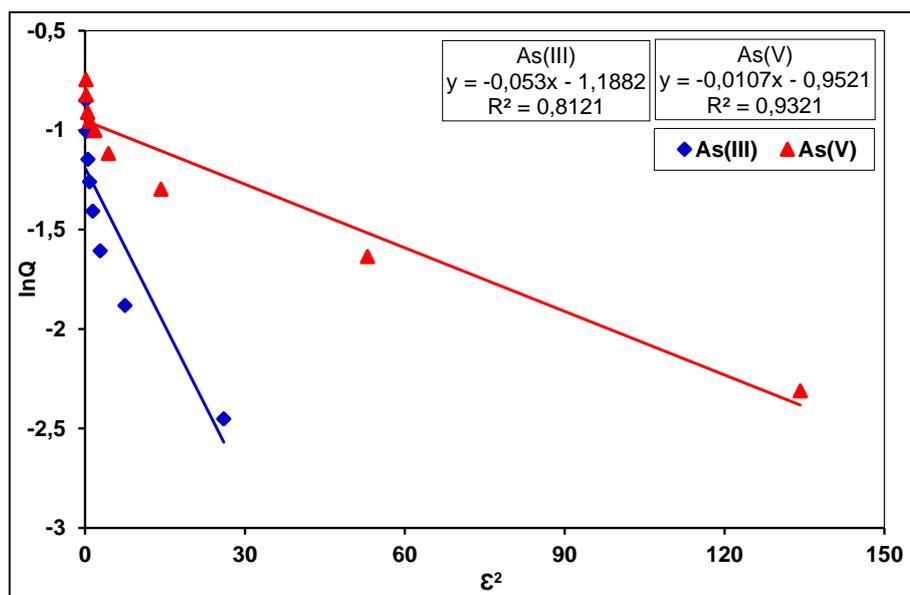


Figure V. 30 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite BN selon l'équation de D-R

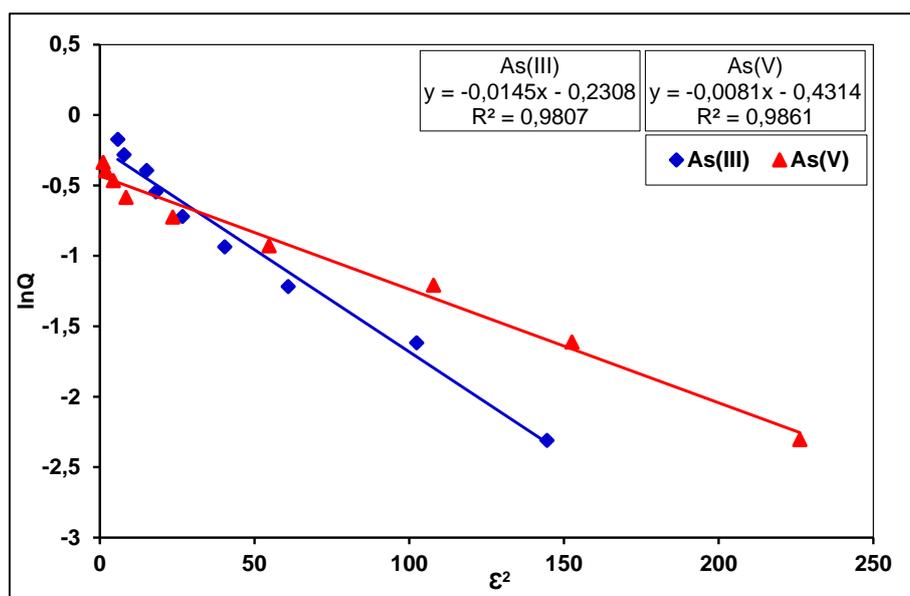


Figure V. 31 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite KN selon l'équation de D-R

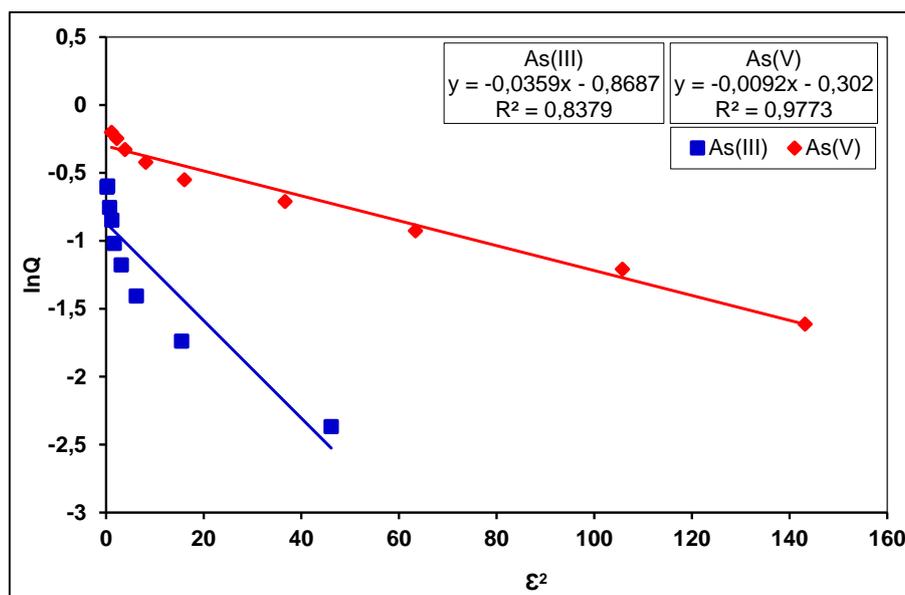


Figure V. 32 : Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'arsenic (III) et (V) sur la latérite LA selon l'équation de D-R

Tableau V. 7 : Les paramètres de l'isotherme de D-R à la température de  $18 \pm 2$  °C

Adsorbants		Paramètres de Dubinin-Rasdushkevich (D-R)			
		k (mol <sup>2</sup> /kJ <sup>2</sup> )	Q <sub>m</sub> (mg/g)	E (kJ/mol)	R <sup>2</sup>
BN	As(III)	0,053	0,30	-3,07	0,81
	As(V)	0,0107	0,38	-6,83	0,93
KN	As(III)	0,0145	0,79	-5,87	0,98
	As(V)	0,0081	0,64	-7,85	0,98
LA	As(III)	0,0359	0,42	-3,73	0,83
	As(V)	0,0092	0,74	-7,37	0,97

**Tableau V. 8** : Comparaison de la capacité d'adsorption selon D-R des latéritiques BN, KN et LA avec d'autres adsorbants

Latérites	Q <sub>m</sub> (mg/g) (modèle D-R)		Références
	As(III)	As(V)	
Latérite brute (Inde).	0,22	0,04	[26]
Latérite brute (Inde)	0,44	/	[25]
Alumine activée	0,05	/	[35]
Latérite BN	0,30	0,38	Présent travail
Latérite KN	0,79	0,64	Présent travail
Latérite LA	0,42	0,74	Présent travail

## 2.6 Effet du pH sur l'adsorption de As(III, V)

Le pH est un paramètre important qui affecte fortement l'adsorption des ions métalliques. Il influence aussi les propriétés de surface de l'adsorbant, et affecte la spéciation des ions en solution [27]. L'arsenic (V) existe sous forme de H<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup> selon le pH de la solution. Les valeurs de stabilité de pH correspondantes pour ces espèces sont : pH < 2 (H<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub>), 2 < pH < 7 (H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup>), 7 < pH < 11 (HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) et pH > 12 (AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) [36]. D'autre part, l'arsenic (III) est stable à pH < 9 (H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>). L'arsenic (III) est une espèce à caractère neutre dans la gamme de pH < 9,2, donc ne présente aucune interaction électrostatique avec la surface des latérites [36]. En conséquence l'adsorption de As(III) est indépendante de la variation du pH de la solution entre 3 et 9. La lecture de la **figures V.33** montre que la variation du pH de la solution n'a pas d'effet véritable sur l'adsorption de As(III) dans la gamme du pH 2 - 9. L'adsorption de l'arsénite sur la surface des latérites dans la plage de pH 2 – 9 serait principalement par échange de ligands et l'interaction électrostatique serait insignifiante [25]. L'échange de ligands est envisagé selon l'**équation V.1**.



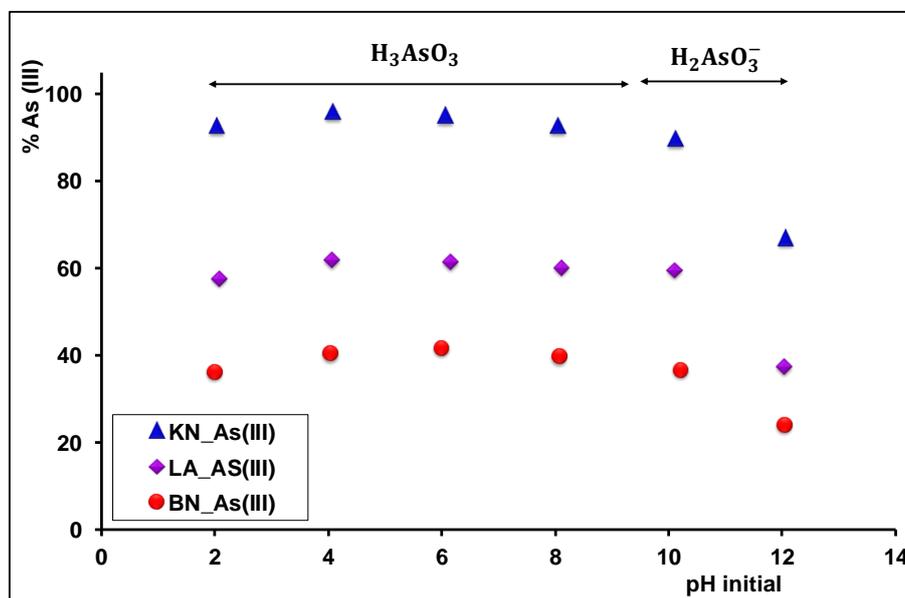
M = Fe ou Al

Au-delà de pH 9, la surface des latérites est chargée négativement et l'adsorption des arsénites devient plus faible due à la répulsion d'une charge similaire, car l'arsénite existe sous forme d'anion (H<sub>2</sub>AsO<sub>3</sub><sup>-</sup>) au-delà de pH 9.

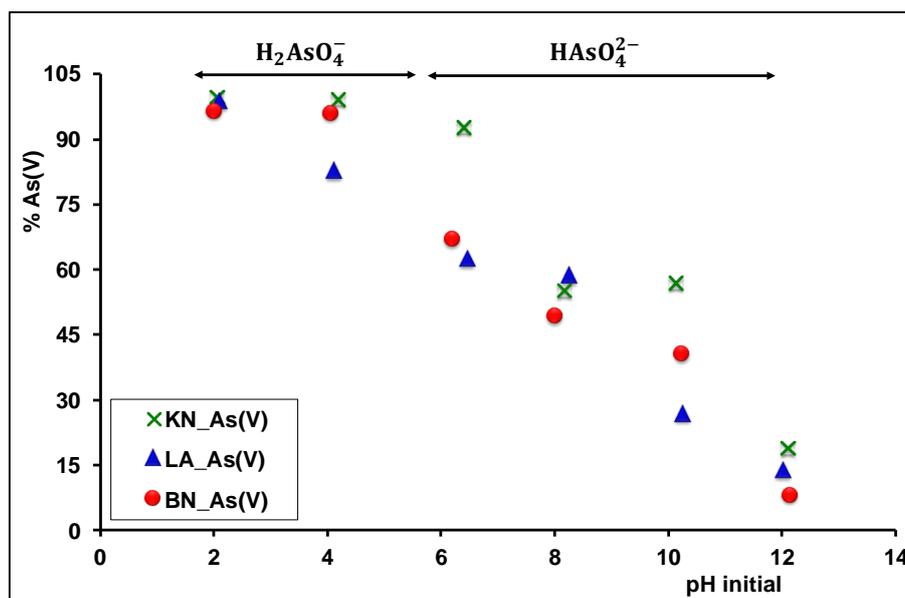
Quant à l'arsenic (V), la **figure V.34** montre que le pourcentage d'élimination diminue fortement avec l'augmentation du pH de la solution.

L'adsorption de As(V) est fortement influencée par la variation du pH de la solution. Avec les points isoélectriques (PI) des latérites qui sont tous inférieurs à 5 (3,82 pour KN, 3,78 pour LA et 4,4 pour BN), les matériaux adsorbent mieux plusieurs anions à un pH en dessous de leur PI. Au pH supérieur au PI, la surface des latérites est chargée négativement et l'adsorption des espèces d'arséniate devient plus faible et diminue avec l'augmentation du pH. Cette diminution du taux de l'arsenic est due à une répulsion d'une charge similaire des espèces d'arséniate qui sont tous des anions au-delà des points isoélectriques des latérites. La **figures V.34** montre que les pourcentages d'élimination de l'arsenic (V) sont de 90%, 62,32% et 66, 86% pour KN, LA et BN respectivement dans la gamme du pH 6,6 – 7,1 correspondant aux pH naturels des latérites. Ces résultats montrent que même à ces valeurs de pH, le taux d'adsorption ne diminue pas drastiquement comme prévu.

Les résultats de ce présent travail sont similaires aux résultats obtenus par **F. Partey et al [2]** sur l'adsorption de l'arsenic par une latérite naturelle. Ils ont montré que le pourcentage d'adsorption de l'arséniate est supérieur à celui de l'arsénite dans les pH acides. A des pH supérieurs au point isoélectrique, l'adsorption de l'arséniate devient plus faible. L'adsorption de l'arsénite ne varie pas dans la gamme de pH inférieur à 9.



**Figure V. 33 :** Effet de pH sur le taux d'adsorption de As(III) par BN, KN et LA. C(As(III)) = 5 mg/L ; Dose ads = 10 g/L; Temps d'agitation = 24 heures ;  $0,295 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$



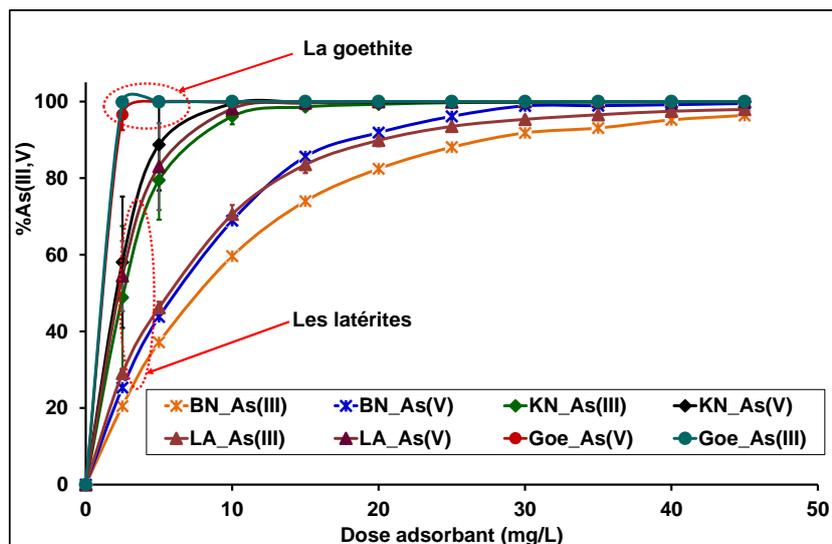
**Figure V. 34 :** Effet de pH sur le taux d'adsorption de As(V) par BN, KN et LA.  $C(\text{As(V)}) = 5 \text{ mg/L}$  ; Dose ads =  $10 \text{ g/L}$  ; Temps d'agitation = 24 heures ;  $0,297 \text{ mm} \leq \text{granulométrie} < 0,354 \text{ mm}$

### 3 Etude comparative de l'adsorption de As(III, V) sur les latérites, la goethite et la kaolinite

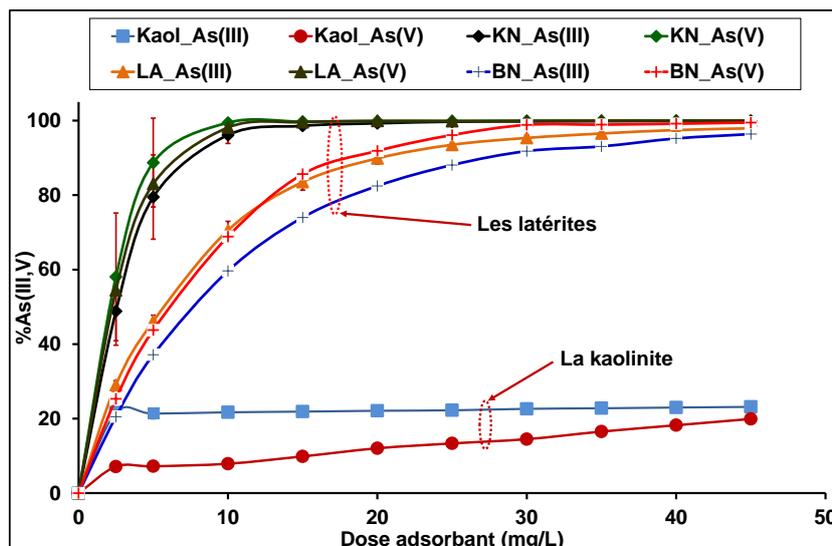
Une étude comparative entre les phases pures telles que la goethite et la kaolinite a été menée afin de comparer le pourcentage d'adsorption de l'arsenic sur ces phases avec celui des latérites du présent travail. Les **figures V.35** et **36** présentent les résultats de cette étude.

On remarque sur la **figure V.35** que le taux d'élimination de As(III, V) augmente très rapidement avec de petites doses de goethite en solution. A une dose de  $5 \text{ g/L}$ , le taux d'élimination de As(III) et As(V) est d'environ 99%. Au-delà de  $5 \text{ g/L}$  de goethite, le pourcentage d'élimination de l'arsenic augmente rapidement et atteint 100%.

Sur la **figure V.36** est présenté le résultat d'élimination de As (III, V) par la kaolinite. L'augmentation de la dose de la kaolinite de  $2,5 - 45 \text{ g/L}$  n'a pas eu d'effet significatif sur le pourcentage d'élimination de As (III) et As (V). L'augmentation de la dose n'a entraîné qu'environ 25% d'élimination de l'arsenic.



**Figure V. 35 :** Effet comparatif sur le taux d'élimination de As(III, V) entre les latérites et la goethite.  $C(\text{As(III)}) = 5 \text{ mg/L}$  ; Dose ads = 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation = 24 heures.



**Figure V. 36 :** Effet comparatif sur le taux d'élimination de As(III, V) entre les latérites et la kaolinite.  $C(\text{As(III)}) = 5 \text{ mg/L}$  ; Dose ads = 2,5 – 45 g/L ; Temps d'agitation = 24 heures

Le **tableau V.9** présente les différents pourcentages de l'élimination de l'arsenic par les latérites, la goethite et la kaolinite pour une dose de 5g/L. La comparaison du taux de l'élimination de As(III) et As(V) par la goethite, la kaolinite et les latérites montre que l'élimination de l'arsenic est due à la goethite et/ou les phases riches en oxyde de fer. L'élimination de As(III, V) par les latérites peut s'expliquer par la synergie de l'ensemble des phases et plus précisément les oxydes de fer présents dans les latérites.

**Tableau V. 9** : Résultats comparatifs des pourcentages de l'élimination de As(III, V) par les latérites, la goethite et la kaolinite

Echantillons	Pourcentage de As adsorbé pour une dose de 5 g/L d'adsorbants	
	% As(III)	% As(V)
KN	79,5 ± 10,3	88,7 ± 11,9
LA	46,1 ± 1,2	83,1 ± 11,3
BN	37,14	43,8
Goethite	99,9 ± 0,1	99,9 ± 0,1
Kaolinite	21,3 ± 1,3	14,7 ± 01

#### 4 Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsenic

Les expériences de l'adsorption ont été conduites à température ambiante, dans une dizaine de flacons en polyéthylène pour les latérites KN et LA. Une masse constante de latérite (0,5 g) a été mise en contact avec 50 mL d'une solution d'arséniate et d'arsénite de concentration 5 mg/L. Le nitrate de sodium ( $\text{NaNO}_3$ ) a été utilisé comme électrolyte de fond [37]. Deux forces ioniques ont été étudiées (0,1 M ; 0,01 M). Le pH des suspensions a été ajusté à des valeurs comprises entre 2 et 12 par addition de  $\text{HNO}_3$  ou de  $\text{NaOH}$  (0,1 M – 1 M). La mobilité de l'arsenic entre la phase liquide et la phase solide est liée à certains mécanismes dont les plus importants sont l'adsorption spécifique et non spécifique.

L'adsorption d'arsénite sur les latérites KN et LA est affectée par la force ionique. Les effets sont opposés pour les deux espèces d'arsenic, bien que la dépendance soit plus significative dans le cas de l'arsénite que dans le cas de l'arséniate (**Figures V.37 à V.40**).

Le taux d'adsorption de l'arsénite sur la latérite KN (**Figure V.37**) diminue avec l'augmentation de la force ionique en solution. Cette légère diminution du taux d'adsorption de l'arsénite s'observe dans la plage de pH comprise entre 2 et 10. Ce comportement est indicatif d'un mécanisme de sorption de sphère externe [2, 38].

Les anions adsorbés par l'association de la sphère interne montrent peu de sensibilité à la force ionique ou répondent à une force ionique plus élevée avec une plus grande adsorption [37]. L'élimination de l'arséniate par la latérite KN pour différentes valeurs de pH est représentée sur la **figure V.38**. L'adsorption de

l'arséniate est maximale aux valeurs de pH acides et le taux d'élimination devient négligeable aux valeurs de pH basiques. Compte tenu du point isoélectrique qui est 3,82, on peut remarquer que, lorsque la valeur du pH est inférieure à 3,82 le pourcentage de As(V) adsorbé à la surface du solide est importante. Pour des valeurs de pH supérieures à la valeur du point isoélectrique, le pourcentage de l'élimination de As(V) adsorbé à la surface du solide diminue. La surface de la latérite est chargée négativement et l'adsorption des espèces d'arséniate devient plus faible et diminue avec l'augmentation du pH due à une répulsion d'une charge similaire des espèces d'arséniate. Cette tendance est observée quelle que soit la force ionique étudiée, ce qui suggère que le sel de fond (NaNO<sub>3</sub>) utilisé n'a aucun effet sur l'adsorption de l'arséniate sur la latérite KN. Ce comportement de As(V) à la surface de la latérite montre que l'arséniate est lié par une liaison chimique directe à la surface du solide, ce qui implique un mécanisme de sorption de sphère interne [38, 39].

Pour la latérite LA, l'augmentation de la force ionique conduit à une légère augmentation du taux de l'élimination de As(III) et As(V) (**Figures V.39 et V.40**). Cette légère augmentation de l'adsorption se passe dans la plage de pH inférieur à 10. Ces comportements sont indicatifs d'un mécanisme d'adsorption de sphère interne pour l'adsorption de As(III) et As(V) sur la latérite LA. Un phénomène similaire a été observé par **E.A. Deliyanni et al** [40] pour l'adsorption de As(V) sur des nanocristaux de type akaganéite et aussi par **Z. Ren et al** [37] lors de l'adsorption de As(V) sur un oxyde binaire Fe-Zr.

La taille ionique du groupe hydroxyle à la surface des latérites lorsqu'il est en contact avec les solutions d'arsenic permet un échange de ligands entre la molécule d'arsenic et le groupe hydroxyle à la surface des latérites formant des complexes adsorbés spécifiques. La dépendance à la sorption de l'arséniate ou l'augmentation de la sorption avec l'augmentation de la force ionique (**Figures V.38 et V.40**) est une preuve macroscopique que l'adsorption de l'arséniate sur les latérites n'est pas dominée par un effet électrostatique, mais est une adsorption ionique spécifique [2, 6].

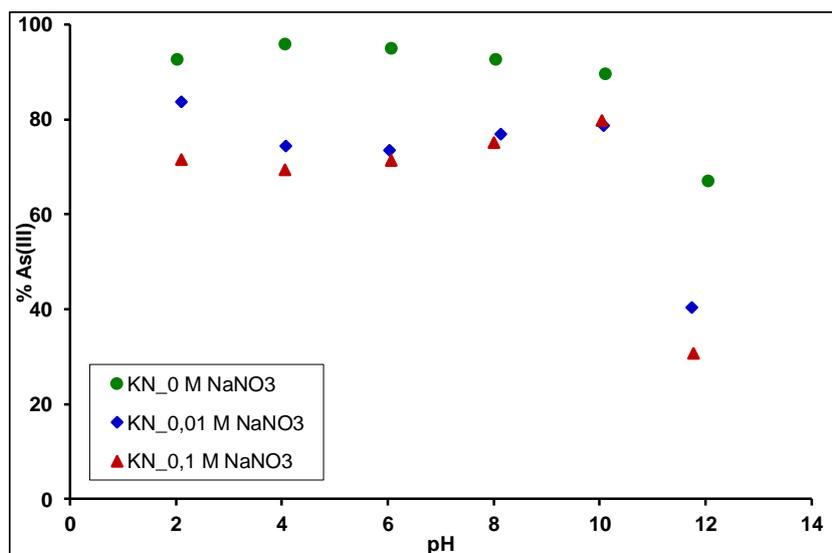


Figure V. 37 : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsénite par KN

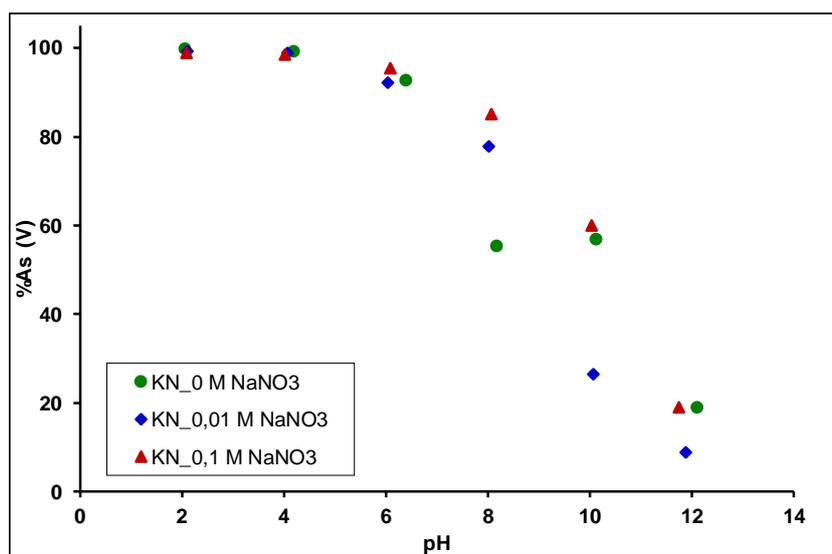


Figure V. 38 : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arséniate par KN

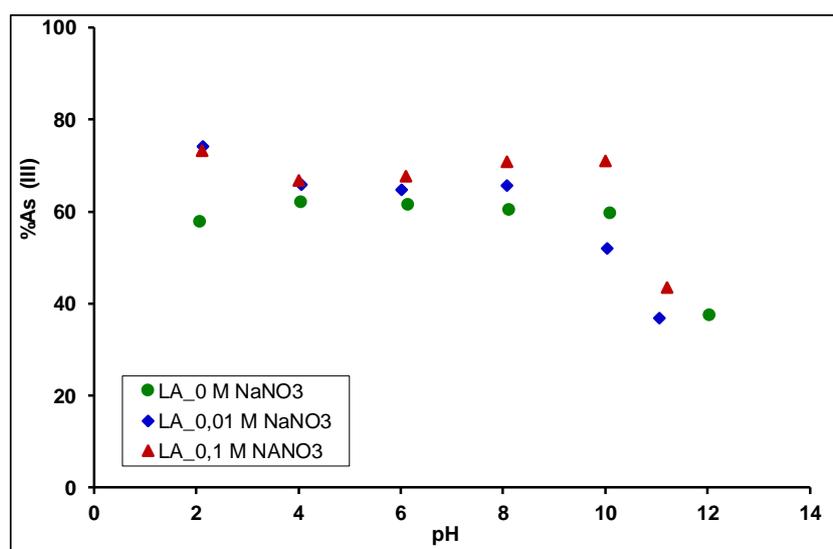


Figure V. 39 : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arsénite par LA

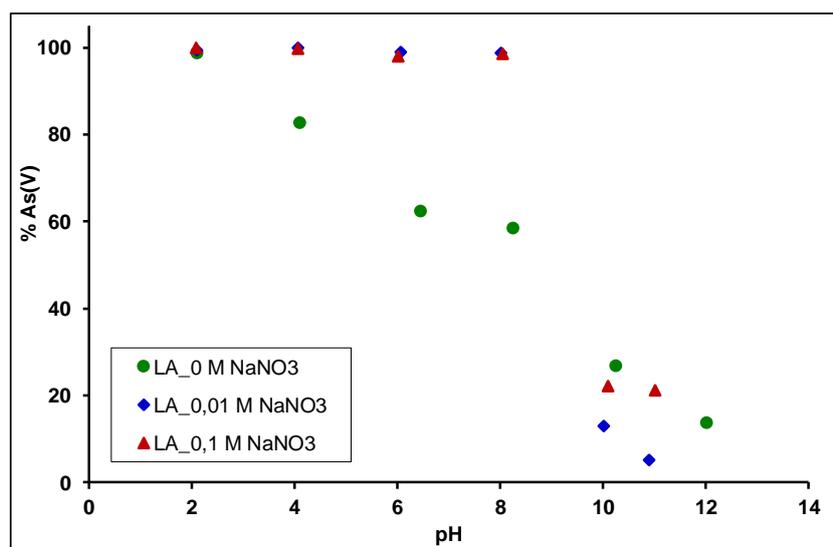
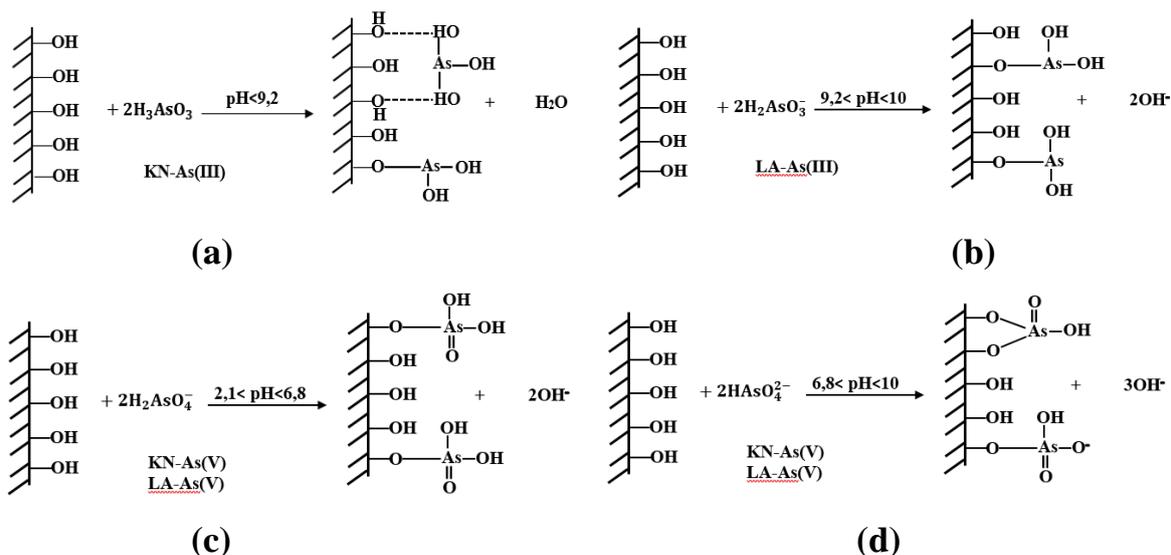


Figure V. 40 : Effet de la force ionique sur le taux de l'élimination de l'arséniate par LA

A partir des résultats de l'expérience des effets de force ionique, des analyses du potentiel zêta et les spectres FT-IR, des mécanismes probables pour l'adsorption de l'arsenic sur la surface des latérites peuvent être fournis. Comme As(V) est adsorbé par la formation de complexes de surface de sphères internes, tandis que As(III) est adsorbé par la formation de complexes de surface de sphères internes et externes, la **figure V.41** présente les mécanismes possibles.



**Figure V. 41** : Diagramme schématique des mécanismes d'adsorption interne et externe pour LA et KN

(a) : Mécanisme d'adsorption de sphère externe dans le cas de As(III)

(b) : Mécanisme d'adsorption de sphère interne dans le cas de As(III)

(c) et (d) : Mécanismes d'adsorption de sphère interne dans le cas de As(V) en fonction du pH

## 5 Effet des anions co-existants sur l'adsorption de As(III, V) par les latérites KN et LA

Après la caractérisation des eaux de Tanlili et de Lilgomdéd (**Chapitre III**), quatre anions ont fait l'objet de cette étude. Il s'agit des ions phosphate, nitrate, sulfate et bicarbonate qui ont été utilisés pour tester l'effet compétitif avec l'arsenic sur les latérites KN et LA. Le choix porté sur ces anions est lié au fait qu'ils ont des propriétés similaires aux formes anioniques de l'arsenic et du fait que dans les eaux souterraines, l'arsenic se trouve principalement sous forme d'anions. Ces anions et les formes anioniques de l'arsenic peuvent entrer en compétition pour les sites d'adsorption sur la surface des latérites.

Les latérites KN et LA ont été choisies pour l'étude des ions concurrentiels dans les eaux. Le choix porté sur ces deux latérites a été motivé par le fait que nous obtenons un pourcentage d'élimination de l'arsenic plus élevé avec une quantité de latérite qui est inférieure à celle de la latérite BN. Les pourcentages d'adsorption de l'arsenic par les latérites LA et KN s'expliqueraient par les quantités de fer et d'aluminium plus élevées dans KN et LA que dans BN. En plus des quantités de fer et d'aluminium, KN et LA présente des surfaces spécifiques importantes que la latérite BN.

Ces ions ont été évalués à quatre niveaux de concentration en rapport avec les concentrations trouvées dans les eaux des forages de Tanlili et Lilgomdé. Les concentrations des essais étaient comprises entre 1 mg/L et 6 mg/L pour les ions sulfate et phosphate, entre 1 mg/L et 20 mg/L pour les ions nitrate, et entre 50 mg/L et 200 mg/L pour les ions bicarbonate.

Pour l'ensemble des anions, l'effet a été évalué aussi à quatre niveaux de concentrations :

- 1 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  + 1 mg/L de  $\text{PO}_4^{3-}$  + 1 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  + 50 mg/L de  $\text{HCO}_3^-$
- 2 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  + 2 mg/L de  $\text{PO}_4^{3-}$  + 5 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  + 100 mg/L de  $\text{HCO}_3^-$
- 4 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  +  $\text{PO}_4^{3-}$  + 10 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  + 150 mg/L de  $\text{HCO}_3^-$
- 6 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  +  $\text{PO}_4^{3-}$  + 20 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  + 200 mg/L de  $\text{HCO}_3^-$

Les essais ont été effectués aux pH compris entre 6,6 et 7,1.

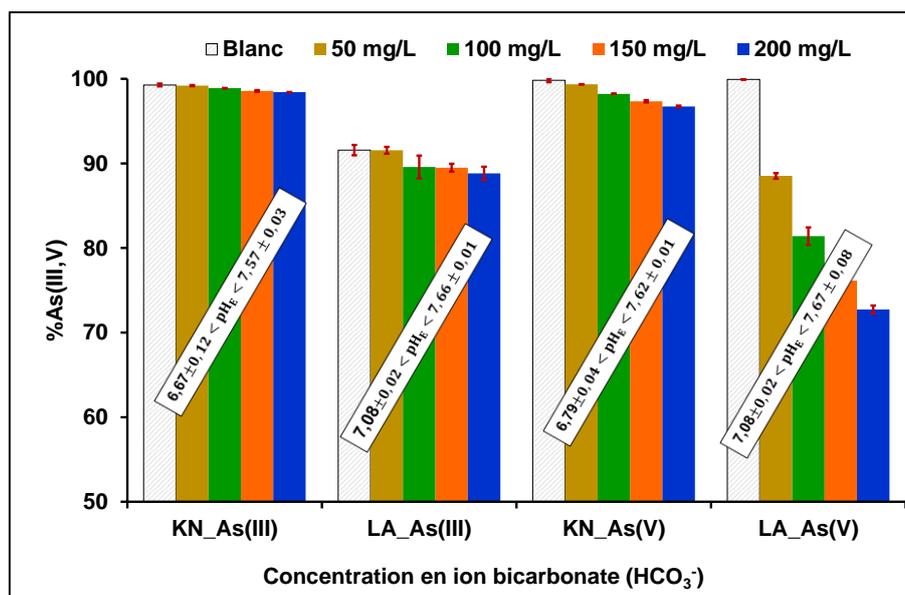
Les résultats des analyses sont présentés à la **figure V.42**. Sur cette figure, on remarque que la présence d'anions en solution a provoqué une diminution relative du rendement de l'élimination de l'arsenic (III) et (V). Cependant, le degré d'influence sur le taux de l'élimination dépend du type d'anion et de l'espèce d'arsenic.

Nous remarquons sur la **figure V.42.a**, une décroissance du taux d'adsorption de l'arsenic (V). Le taux d'élimination de As (V) en présence des ions bicarbonate décroît de  $99,8 \pm 0,2\%$  à  $96,7 \pm 0,1\%$  et  $99,90 \pm 0,02\%$  à  $72,70 \pm 0,50\%$ , respectivement pour les latérites KN et LA lorsque les concentrations augmentent et atteignent 200 mg/L. Cette décroissance du taux d'élimination de As (V) en présence de  $\text{HCO}_3^-$  peut être due à une compétition entre l'arséniate et cet anion dans l'eau. Pour l'arsenic (III), le taux d'élimination décroît de  $99,3 \pm 0,2\%$  à  $98,40 \pm 0,01\%$  et de  $91,6 \pm 0,6\%$  à  $88,8 \pm 0,9\%$ , respectivement pour KN et LA avec une concentration de 200 mg/L des ions  $\text{HCO}_3^-$  en solution. Pour l'ion  $\text{HCO}_3^-$ , la solution est devenue faiblement alcaline (pH (7 – 8)), ce qui est défavorable pour l'adsorption de As (V). **A. Maiti et al [27]** ont montré que les ions bicarbonate ont également un effet négatif sur l'adsorption de As(III). En présence des ions bicarbonate, le taux d'adsorption de As(V) décroît ainsi que le taux d'adsorption de As(III). Cela est expliqué par le fait que la solution devient plus alcaline en présence des ions bicarbonate et la surface adsorbante devient négative. Ceci conduit à une diminution du taux d'adsorption de l'arséniate qui est chargé négativement. D'autre part, dans l'intervalle de pH de 2 - 9, l'arsénite existe en tant qu'espèce neutre et par conséquent, son adsorption sur les substrats solides en présence de bicarbonate diminue légèrement. Les mécanismes d'adsorption compétitifs nécessitent une étude plus approfondie. Les oxyanions d'arsenic (V) et les hydroxydes de fer pourraient former des complexes de pontage binucléaires Fe-O-AsO-(OH)-O-Fe [41].

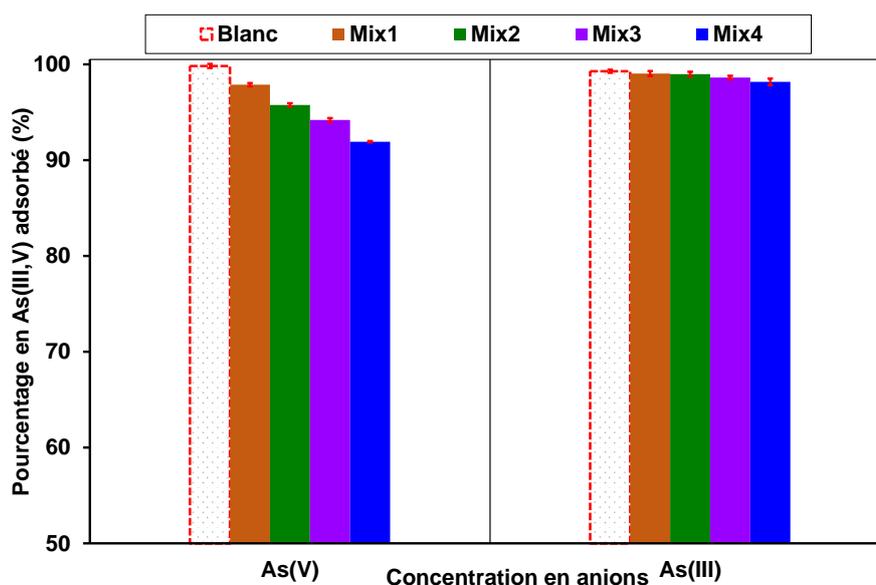
Quant au mélange des différentes concentrations des différents anions (**Figure V.42.b**), nous remarquons une décroissance du taux d'élimination de l'arsenic (V) qui passe de  $99,8 \pm 0,2\%$  à  $91,9 \pm 0,1\%$ . Nous atteignons une diminution de 7,9% lorsque nous avons un mélange de 6 mg/L de phosphate + 6 mg/L de sulfate + 20 mg/L de nitrate + 200 mg/L de bicarbonate. Le mélange des différentes concentrations n'a pas d'effet sur le taux d'élimination de l'arsenic (III) pour la latérite KN. La décroissance du taux d'élimination de As(V) dans le cas des ions bicarbonate et le mélange des différents anions se justifierait par le fait qu'à l'équilibre, le pH des mélanges varie entre 6 et 8 or dans cet intervalle de pH, As(V) se trouve sous forme de  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  et  $\text{HAsO}_4^{2-}$  tandis que As(III) est sous forme neutre dans cet intervalle de pH. Cependant, sur la **figure V.42.c**, aucune différence significative n'a été observée pour les ions sulfate, phosphate et nitrate sur l'adsorption de l'arsenic en dépit de l'augmentation de la concentration initiale de ces anions. Cela suggère que la force ionique de ces anions n'a pas d'effet significatif sur l'adsorption de l'arsenic (III) et (V). Néanmoins, **G. Zhang et al [42]** ont montré qu'à des concentrations élevées en phosphate et sulfate, un effet négatif sur le taux d'élimination de l'arsenic (III) est observé.

**A. Maiti et al [43]** ont montré, au cours de leurs travaux sur l'influence des ions phosphate sur le taux d'élimination de As(III, V) par une latérite naturelle provenant de Kharagpur au Bengal occidental en Inde que le taux de l'élimination de As(III) diminue avec l'augmentation de la concentration en ion phosphate. Le pourcentage de l'élimination de As(III) passe de 93% à 72,9% pour une concentration initiale de As(III) égale à 1 mg/L et une dose de latérite de 20 g/L lorsque la concentration en ion phosphate passe de 0 à 5 mg/L. Cette interférence entre l'arsenic (III) et les ions phosphate est due à la similarité entre les espèces chimiques de l'arsenic et les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  [44].

**I. Andjelkovic et al [45]** ont montré, au cours de leurs travaux sur l'influence des ions sulfate et phosphate sur l'adsorption de l'arsénite et l'arséniate par un adsorbant synthétisé riche en oxyde fer, que le taux d'élimination de l'arsenic diminue légèrement. Dans une gamme de concentration des ions phosphate et sulfate entre 9,6 mg/L et 960,6 mg/L, il n'y a eu qu'une légère diminution du taux d'élimination de l'arsénite et d'arséniate. La diminution du taux d'adsorption de l'arsénite était de 15% lorsque la concentration en ion phosphate passait de 9,6 mg/L à 960,6 mg/L. Pour les mêmes concentrations des ions phosphate, la diminution du taux d'adsorption de l'arséniate était de 18%.



(a)



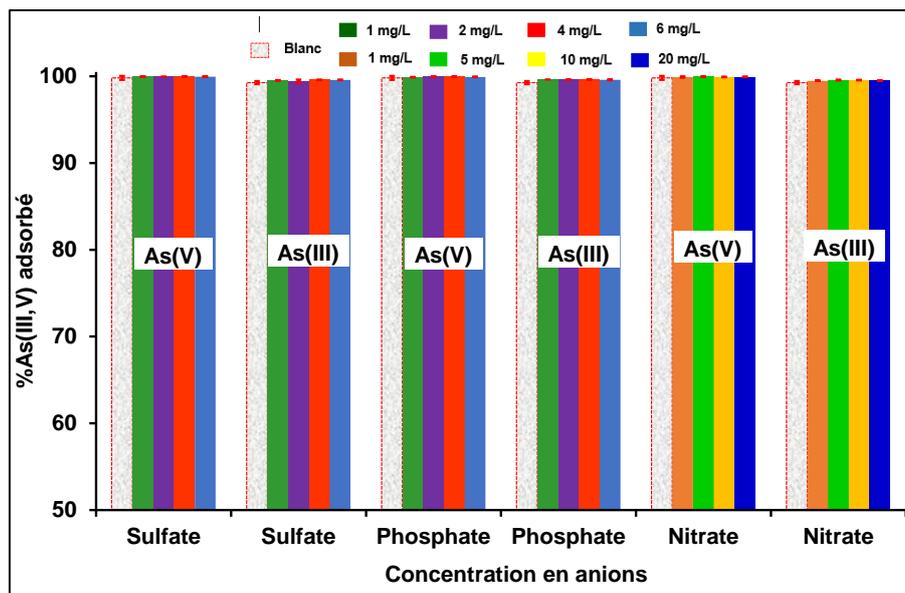
(b)

**Mix1** : 1 mg/L de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> + 1 mg/L de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> + 1 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 50 mg/L de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

**Mix2** : 2 mg/L de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> + 2 mg/L de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> + 5 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 100 mg/L de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

**Mix3** : 4 mg/L de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> + PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> + 10 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 150 mg/L de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>

**Mix4** : 6 mg/L de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> + PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> + 20 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 200 mg/L de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>



(c)

**Figure V. 42 :** Effet des anions sur le taux d'adsorption de As(III, V). (a) effet des ions bicarbonate pour KN et LA, (b) effet de l'ensemble des anions pour KN, (c) effet des ions phosphate, nitrate et sulfate

## 6 Conclusion

Les résultats présentés dans ce chapitre ont permis de mettre en évidence l'élimination de As(III) et As(V) par trois latérites locales du Burkina Faso dénommées BN, KN et LA. Les investigations structurale et microstructurale réalisées sur les résidus des latérites après adsorption de l'arsenic (III, V) ont montré que l'élimination de As(III) et As(V) serait due à une action synergique des différents minéraux contenus dans les latérites. La spectrométrie infrarouge, la diffractométrie des Rayons X, la microscopie électronique à balayage et les analyses DSC ont effectivement permis de montrer que les minéraux tels que la kaolinite, la goéthite et l'hématite participent à l'élimination de l'arsenic (III) et (V).

Les essais sur l'effet de dose de l'adsorbant, l'effet du pH et l'effet de la concentration initiale en arsenic sur l'adsorption de l'arsenic (III) et (V) se sont avérés concluants. Mais il ressort de ces essais que les latérites KN et LA se sont avérées plus efficaces que la latérite BN. Les modèles de Langmuir, de Freundlich et D-R ont été utilisés pour décrire les différentes isothermes d'adsorption. Les modèles de Langmuir et de Freundlich se prêtent pour l'interprétation des résultats avec des coefficients de corrélation élevés.

Quant à l'effet du pH sur le pourcentage d'adsorption de As(III) et As(V), il ressort que la variation du pH n'a pas d'effet sur l'adsorption de As(III) dans la gamme de pH 3 à 9 tandis que pour As(V), le pourcentage d'élimination diminue avec l'augmentation du pH.

A partir des résultats des expériences des effets de force ionique et les analyses des spectres FT-IR, DRX, il apparaît que l'adsorption de l'arsénite et de l'arséniate sur la surface des latérites s'effectue principalement par échange de ligands (adsorption spécifique) et que l'interaction électrostatique serait insignifiante.

L'effet de quatre anions en solution sur le taux d'élimination de l'arsenic (III) et (V) par les latérites KN et LA a également été évalué. Il ressort de ces essais qu'à des faibles concentrations des ions sulfate, nitrate et phosphate, le taux d'élimination de l'arsenic (III) et (V) ne varie pratiquement pas, tandis que pour les ions bicarbonate et le mélange des quatre anions, le taux d'élimination de l'arsenic (V) décroît avec l'augmentation de la concentration.

## Références bibliographiques

- [1] **S. K. MAJI, A. PAL, T. PAL**, Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. *Journal of Hazardous Materials*, 151 (2008) 811 – 820.
- [2] **F. PARTEY, D. NORMAN, S. NDUR, R. NARTEY**, Arsenic sorption onto laterite iron concretions: Temperature effect. *Journal of Colloid and Interface Science*, 321 (2008) 493 – 500.
- [3] **Y. MILLOGO**, Etude géotechnique, chimique et minéralogique de matières premières argileuses et latéritiques du Burkina Faso améliorées aux liants hydrauliques : application au génie civil (bâtiment et route). Thèse de l'Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2008.
- [4] **F. PARTEY, D. I. NORMAN, S. NDUR R. NARTEY**, Mechanism of arsenic sorption onto laterite iron concretions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 337(1) (2009) 164 – 172.
- [5] **D. G. LUMSDON, A. R. FRASER, J. D. RUSSELL, N. T. LIVESEY**, New infrared band assignments for the arsenate ion adsorbed on synthetic goethite ( $\alpha$ -FeOOH). *Journal of Soil Science*. 35(3) (1984) 381 – 386.
- [6] **S. GOLDBERG AND C.T. JOHNSTON**, Mechanisms of Arsenic Adsorption on Amorphous Oxides Evaluated Using Macroscopic Measurements, Vibrational Spectroscopy, and Surface Complexation Modeling. *Journal of Colloid and Interface Science*. 234 (2001) 204 – 216.
- [7] **I. PIO, A. SCARLINO, E. BLOISE, G. MELE, O. SANTORO, T. PASTORE, D. SANTORO**, Efficient removal of low-arsenic concentrations from drinking water by combined coagulation and adsorption processes. *Separation and Purification Technology*. 147 (2015) 284 – 291.
- [8] **P. LAKSHMIPATHIRAJ, B. R. V. NARASIMHAN, S. PRABHAKAR, G. B. RAJU**, Adsorption of arsenate on synthetic goethite from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 136 (2006) 281 – 287.
- [9] **Y. GLOCHEUX, M. M. PASARÍN, A. B. ALBADARIN, S. J. ALLEN, AND G. M. WALKER**, Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product. *Chem. Eng. J.*, 228 (2013) 565 – 574.
- [10] **B. SORGHO**, Caractérisation et valorisation de quelques argiles du Burkina Faso : application au traitement des eaux et aux géomatériaux de construction. Thèse de l'université de Ouagadougou, Burkina Faso, 2013.

- [11] **S. E. O. REILLY, D. G. STRAWN, D. L. SPARKS**, Residence Time Effects on Arsenate Adsorption/Desorption Mechanisms on Goethite. *SOIL SCI. SOC. AM. J.*, 65 (2001) 67 – 77.
- [12] **Q. HU, Y. LIU, X. GU, Y. ZHAO**, Adsorption behavior and mechanism of different arsenic species on mesoporous MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> magnetic nanoparticles. *Chemosphere*, 181 (2017) 328 – 336.
- [13] **S. ZHANG, H. NIU, Y. CAI, X. ZHAO, Y. SHI**, Arsenite and arsenate adsorption on coprecipitated bimetal oxide magnetic nanomaterials: MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> and CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>. *Chemical Engineering Journal* 158 (2010) 599 – 607.
- [14] **V. K. RATHORE, D. K. DOHARE, P. MONDAL**, Competitive adsorption between arsenic and fluoride from binary mixture on chemically treated laterite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4 (2016) 2417 – 2430.
- [15] **L. S. YADAV, B. K. MISHRA, A. KUMAR, K. K. PAUL**, Arsenic removal using bagasse fly ash-iron coated and sponge iron char. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2 (2014) 1467 – 1473.
- [16] **H. DEVECI, Y. KAR**, Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solutions by bio-chars obtained during biomass pyrolysis. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19 (2013) 190 – 196.
- [17] **S. YAO, Z. LIU AND Z. SHI**, Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto iron oxide/activated carbon magnetic composite. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12(58) (2014) 1 – 8.
- [18] **F. K. MOSTAFAPOUR, E. BAZRAFSHAN, M. FARZADKIA, AND S. AMINI**, Arsenic Removal from Aqueous Solutions by *Salvadora persica* Stem Ash. *Journal of Chemistry*, 2013 (2013) 1 – 8.
- [19] **E. BAZRAFSHAN, H. FARIDI, F. K. MOSTAFAPOUR AND A. H. MAHVI**, Removal of Arsenic from Aqueous Environments Using *Moringa peregrina* Seed Extract as a Natural Coagulant. *Asian Journal of Chemistry*; 25(7) (2013) 3557 – 3561.
- [20] **P. K. PANDEY, S. CHOUBEY, Y. VERMA, M. PANDEY, K. CHANDRASHEKHAR**, Biosorptive removal of arsenic from drinking water. *Bioresource Technology*, 100 (2009), 634 – 637.
- [21] **W.H. LI, Q.Y. YUE, B.Y. GAO, Z. H. MA, Y.J. LI, H. X. ZHAO**, Preparation and utilization of sludge-based activated carbon for the adsorption of dyes from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 178 (2011) 197– 203.

- [22] **P. D. NEMADE, A.M. KADAM, H.S. SHANKAR**, Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil. *Journal of Environmental Biology*, 30(4) (2009), 44 – 504.
- [23] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, AND S. DE**, Batch and Column Study: Adsorption of Arsenate Using Untreated Laterite as Adsorbent, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47 (2008) 1620 – 1629.
- [24] **Q. LI, X. XU, H. CUI, J. PANG, Z. WEI, Z. SUN, J. ZHAI**, Comparison of two adsorbents for the removal of pentavalent arsenic from aqueous solutions. *Journal of Environmental Management*, 98 (2012) 98 – 106.
- [25] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, S. DE**, Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Separation and Purification Technology*, 55(3) (2007) 350 – 359.
- [26] **S. K. MAJI, A. PAL, T. PAL, A. ADAK**, Adsorption thermodynamics of arsenic on laterite soil. *J. Surface Sci. Technol.* 22(3) (2007) 161 – 176.
- [27] **A. MAITI, J. K. BASU, S. DE**, Experimental and kinetic modeling of As(V) and As(III) adsorption on treated laterite using synthetic and contaminated groundwater: Effects of phosphate, silicate and carbonate ions. *Chemical Engineering Journal*, 191(2012) 1 – 12.
- [28] **P. ROY, N. K. MONDAL, S. BHATTACHARYA, B. DAS, K. DAS**, Removal of arsenic(III) and arsenic(V) on chemically modified low cost adsorbent: batch and column operations. *Appl Water Sci.* 13 (2013) 1 – 17.
- [29] **X. CHEN, L. YANG, J. ZHANG, Y. HUANG**, Exploration of As(III)/As(V) Uptake from Aqueous Solution by Synthesized Calcium Sulfate Whisker. *Chinese Journal of Chemical Engineering.* 22(12) (2014) 1340 – 1346.
- [30] **H. NOLLET, M. ROELS, P. LUTGEN, P. V. MEEREN, W. VERSTRAETE**, Removal of PCBs from wastewater using fly ash. *Chemosphere*, 53 (2003) 655 – 665.
- [31] **P. R. ROUT, P. BHUNIA, R. R. DASH**, Modeling isotherms, kinetics and understanding the mechanism of phosphate adsorption onto a solid waste: Ground burnt patties. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2 (2014) 1331 – 1342.
- [32] **S. K. MAJI, Y.H. KAO, C.W. LIU**, Arsenic removal from real arsenic-bearing groundwater by adsorption on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR). *Desalination*, 280(3) (2011) 72 – 79.

- [33] **H. S. ALTUNDOGAN, S. ALTUNDOGAN, F. TUMEN, M. BILDIK**, Arsenic adsorption from aqueous solutions by activated red mud. *Waste Management*, 22 (2002) 357 – 363.
- [34] **H. S. ALTUNDOGAN, S. ALTUNDOGAN, F. TUMEN, M. BILDIK**, Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption on red mud. *Waste Management*, 20 (200) 761 – 767.
- [35] **T. S. SINGH, K.K. PANT**, Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As(III) on activated alumina, *Separation and Purification Technology* 36 (2004) 139 – 147.
- [36] **H. GUO, F. CHEN**, Removal of Arsenic by Bead Cellulose Loaded with Iron Oxyhydroxide from Groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 39(17) (2005) 6808 – 6818.
- [37] **Z. REN, G. ZHANG, J.P. CHEN**, Adsorptive removal of arsenic from water by an iron-zirconium binary oxide adsorbent. *Journal of Colloid and Interface Science*. 358(1) (2011) 230 – 237.
- [38] **K. F. HAYES, C. PAPELIS, J.O. LECKIE**, Modeling Ionic Strength Effects on Anion Adsorption at Hydrous Oxide/Solution Interfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 125(2) (1988) 717 – 726.
- [39] **Y. M. PAJANY, C. HUREL, N. MARMIER, M. ROMÉO**, Arsenic adsorption onto hematite and goethite. *C. R. Chimie*, 12 (2009) 876 – 881.
- [40] **E. A. DELIYANNI, D.N. BAKOYANNAKIS, A.I. ZOUBOULIS, K.A. MATIS**, Sorption of As(V) ions by akaganéite-type nanocrystals. *Chemosphere*, 50 (2003) 155 – 163.
- [41] **G. YANG, Y. LIU, S. SONG**, Competitive adsorption of As(V) with co-existing ions on porous hematite in aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3 (2015) 1497 – 1503
- [42] **G. ZHANG, J. QU, H. LIU, R. LIU, R. WU**, Preparation and evaluation of a novel Fe–Mn binary oxide adsorbent for effective arsenite removal. *Water research*, 41(2007) 1921 – 1928.
- [43] **A. MAITI, B.K. THAKUR, J. K. BASU, S. DE**, Comparison of treated laterite as arsenic adsorbent from different locations and performance of best filter under field conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 263 (2013) 1176 – 1186.
- [44] **A. VIOLANTE, AND M. PIGNA**, Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Science Society of American Journal*, 66 (2002) 1788 – 1796.

- [45] **I. ANDJELKOVIC, J. NESIC, D. STANKOVIC, D. MANOJLOVIC, M. B. PAVLOVIC, C. JOVALEKIC, G. ROGLIC**, Investigation of sorbents synthesised by mechanical–chemical reaction for sorption of As(III) and As(V) from aqueous medium. *Clean Techn Environ Policy*, 16(2) (2014) 395 – 403.



## **Chapitre VI : Etude de l'adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne à lit fixe**

### **1 Introduction**

Après avoir étudié le phénomène d'adsorption de l'arsenic dans un réacteur discontinu (adsorption en batch), il serait intéressant d'étudier le même phénomène dans un réacteur continu (mode dynamique) afin de déterminer les différents temps de percée en fonction des paramètres de la colonne, étant donné leur caractère limitant dans l'utilisation éventuelle de la latérite pour le traitement des eaux. Le principe de fonctionnement consiste à percoler les solutions contaminées d'arsenic (III) et (V) dans une colonne remplie de latérite et de suivre l'évolution de la concentration à la sortie de la colonne en fonction du temps.

L'observation des colonnes à lit fixe est essentielle pour prédire la percée, ce qui détermine la durée de vie du lit et le temps de régénération. En outre, l'observation des systèmes à flux continu est également importante pour l'obtention de données d'ingénierie de base. Les études en batch peuvent ne pas fournir toutes les informations précises sur le système de fonctionnement des colonnes en raison de plusieurs facteurs indéterminés [1].

Afin de concevoir le fonctionnement dans une colonne à lit fixe et de dicter la dynamique d'écoulement, des courbes de percée ont été réalisées avec la latérite KN à pH 7,2. Le choix de cette latérite a été motivé par ses propriétés intéressantes, notamment le pourcentage élevé en fer et la surface spécifique élevée. En plus de posséder une grande surface spécifique et un taux en oxyde de fer important par rapport aux autres latérites LA et BN, la latérite KN s'est avérée efficace dans l'élimination de l'arsenic (III) et (V) lors des études en mode discontinu.

Etant donné que l'objectif final de ce projet de thèse est l'installation d'une unité pilote dans le village de Tanlili dont les forages ont fait l'objet d'une caractérisation au **chapitre III**, le choix des concentrations en arsenic a été effectué sur la base des concentrations totales dans les forages.

Ce chapitre a pour but d'étudier les différentes courbes de percée de l'arsenic pour plusieurs paramètres de la colonne. Les paramètres qui ont été pris en compte sont :

- (i) la hauteur du lit adsorbant (la masse de la latérite),
- (ii) le débit d'écoulement du liquide à l'entrée de la colonne,

- (iii) la concentration initiale en As,
- (iv) l'effet de la taille des grains (la granulométrie),
- (v) l'effet du traitement thermique de la latérite.

## **2 Etude de l'adsorption de l'arsenic en colonne par percolation**

Trois colonnes de diamètres internes différents (2,5 cm, 5 cm et 7 cm) ont été utilisées dans les essais d'adsorption à lit fixe. Les données obtenues à partir de ces études de la colonne ont été utilisées pour obtenir les courbes de percée en traçant  $\left(\frac{C_t}{C_0}\right)$  en fonction du temps (t),  $C_0$  et  $C_t$  désignant respectivement les concentrations initiale et à l'instant t.

### **2.1 Effet de la hauteur du lit**

Pour étudier l'effet de la hauteur du lit sur les courbes de percée avec la colonne de diamètre 2,5 cm, un débit de 3 mL/min, une concentration initiale en As (V) égale à 1,5 mg/L et une granulométrie comprise entre 0,595 et 0,71 mm ont été maintenus. Les hauteurs du lit étaient de 10 cm (40 g), 15 cm (60 g) et 20 cm (80 g). La **figure VI.1** montre les courbes de percée pour différentes hauteurs de lit.

Les temps de percées à la sortie de la colonne correspondant à des hauteurs de lit 10 cm, 15 cm et 20 cm sont 224 min, 600 min et 960 min respectivement. Les volumes des solutions traitées correspondant à 10 cm, 15 cm et 20 cm de profondeur de lit aux points de percée étaient de 672 mL, 1800 mL et 2880 mL respectivement (**Tableau VI.1**).

Ainsi, pour de meilleures performances de la colonne remplie de latérite et pour un temps de percée plus long, la profondeur supérieure du lit est souhaitable. Le temps de percée passe de 224 min à 600 min pour une hauteur de 10 cm à 15 cm, soit une augmentation de 6h 16 min. Pour une hauteur de 10 cm à 20 cm, le temps de percée passe de 224 min à 960 min, soit une augmentation de temps percée de 12h 16 min. L'augmentation du temps de percée ainsi que le volume de la solution traitée en fonction de la profondeur du lit est liée à une grande disponibilité de la surface de l'adsorbant, qui a fourni plus de sites de liaison pour l'adsorption de l'arsenic [2-4].

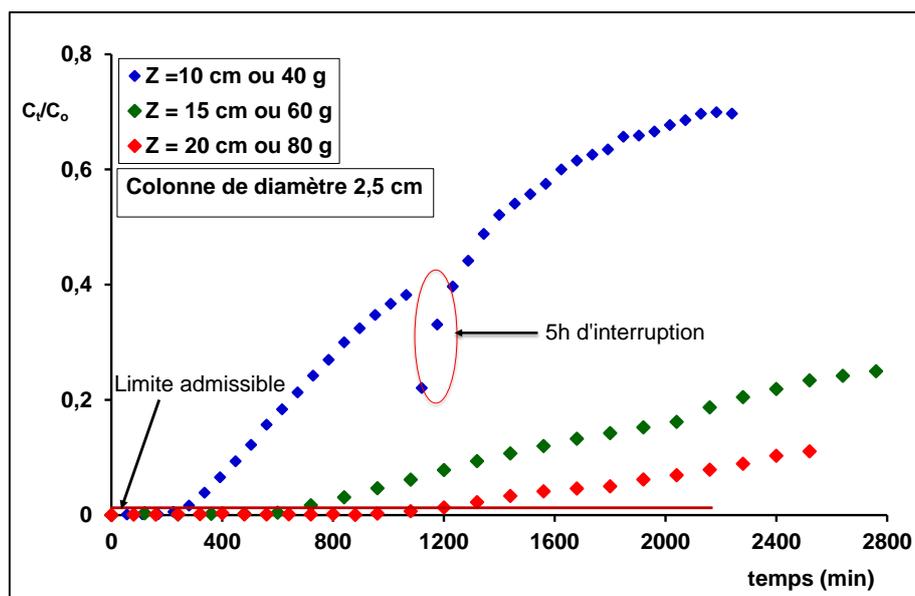
**P. Roy et al** [5] ont montré que l'efficacité d'élimination de l'arsenic en colonne en fonction de la hauteur du lit augmente avec l'augmentation de la hauteur du lit pour As (III) et As (V). Au fur et à mesure que la hauteur du lit augmente, la solution a plus de temps de contact avec l'adsorbant, ce qui entraîne

## Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe - expérience et prédiction des courbes de percée

une efficacité d'élimination de l'arsenic dans la colonne. L'efficacité de l'élimination de l'arsenic en fonction de la hauteur du lit est due à un plus grand nombre de sites d'adsorption pour l'arsenic avec une augmentation de la surface de l'adsorbant.

**Tableau VI.1** : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne à différentes profondeurs de lit

$C_0$ (mg/L) en As(V)	Q (mL/min)	Z (cm)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
1,5	3	10	224	672
1,5	3	15	600	1800
1,5	3	20	960	2880



**Figure VI. 1** : Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe garni de l'adsorbant KN à différentes profondeur ( $C_0 = 1,5$  mg/L et  $Q = 3$  mL/min)

### 2.2 Effet du débit à l'entrée de la colonne

L'effet du débit à l'entrée de la colonne sur le comportement des courbes de percée a été étudié pour As(V) et As(III).

## Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe - expérience et prédiction des courbes de percée

---

Pour As (V), la percolation a été faite à travers deux colonnes de diamètres différents.

➤ Trois débits différents (2 mL/min, 3 mL/min et 4 mL/min) ont été utilisés pour une colonne de diamètre interne 2,5 cm. La concentration initiale en As(V) a été maintenue à 1,5 mg/L, la granulométrie étant comprise entre 0,595 mm et 0,71 mm et la hauteur du lit était de 15 cm (60 g).

➤ Deux débits différents (10 mL/min et 20 mL/min) ont été utilisés pour une colonne de diamètre interne 7 cm. La concentration initiale en As (V) a été maintenue à 1 mg/L, la taille des particules était de 1,19 mm ( $1,19 \text{ mn} \leq \text{granulométrie} < 2 \text{ mn}$ ) et la hauteur de la colonne était de 25 cm (1000 g).

Pour As(III), les essais ont été menés sur une colonne de diamètre interne 7 cm pour deux débits différents (10 mL/min, et 20 mL/min). La concentration initiale en As(III) à l'entrée de la colonne était de 1 mg/L, pour une hauteur de lit de 25 cm (1000 g) et une granulométrie de 1,19 cm ( $1,19 \text{ mn} \leq \text{granulométrie} < 2 \text{ mn}$ ).

Les résultats expérimentaux de l'effet d'écoulement pour As(V) sont illustrés sur les **figures VI.2** et **VI.3**. Le temps de percée augmente avec la diminution du débit d'écoulement à l'entrée de la colonne. L'utilisation d'un débit plus élevé réduit le temps de mise en contact de la solution avec l'adsorbant, conduisant à une percée précoce [6-7]. Les **tableaux VI.2** et **VI.3** donnent les différents temps de percée ainsi que les volumes traités pour atteindre ce temps. Les résultats présents dans les **tableaux VI.2** et **VI.3** indiquent que la colonne remplie de la latérite a une meilleure performance pour de faibles débits si un taux d'élimination élevé est nécessaire. Ainsi le temps de percée passe de 180 min à 600 min, soit une augmentation de 7h lorsque le débit décroît de 4 mL/min à 2 mL/min (colonne de diamètre interne 2,5 cm) et de 180 min à 2220 min soit une augmentation de 34 h quand le débit décroît de 20 mL/min à 10 mL/min (colonne de diamètre interne 7 cm). Au débit d'écoulement plus élevé, la saturation de la colonne est vite atteinte. Cette saturation plus rapide de la colonne est due au temps de séjour du soluté dans la colonne qui n'est pas suffisant pour que l'équilibre puisse s'établir.

Pour As(III), les résultats expérimentaux de l'effet du débit à l'entrée de la colonne sont illustrés à la **figure VI.4**. Les observations faites dans le cas de As(V) en fonction de l'augmentation du débit ont été observés. Les temps de percée sont respectivement de 480 min, et 120 min pour des débits de 10 mL/min et 20 mL/min. Le **tableau VI.4** résume les temps de percée et les volumes recueillis au temps de percée.

En comparant les temps de percée de As(III) et As(V) pour des débits de 10 mL/min et 20 mL/min, on remarque que pour As(V) les temps de percée sont

**Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe -  
expérience et prédiction des courbes de percée**

---

respectivement de 37 heures et 3 heures contre des temps de percée de 8 heures et 2 heures dans le cas de As(III). Comme cela a été constaté dans les essais en batch, As(V) s'adsorbe mieux par rapport à As(III).

**A. Maiti et al** [8] ont montré lors de l'adsorption de l'arsenic sur une latérite que le temps de percée pour As(V) augmente avec un débit décroissant. Cette augmentation du temps de percée est simplement due à l'augmentation du temps de contact, entraînant une meilleure pénétration des ions As(V) dans les pores de la particule adsorbante. **P. Roy et al** [5] ont montré également que le temps de percée diminuait au fur et à mesure que le débit à l'entrée de la colonne augmentait. Cette diminution du temps de percée en fonction de l'augmentation du débit peut être due à un temps de séjour insuffisant du soluté dans la colonne. Lorsque le débit diminue, le temps de séjour du soluté dans le lit augmente, aboutissant à une plus longue durée de service de la colonne [9]. Les résultats obtenus dans ce travail dans le cas de As(V) et As(III) sont en accord avec les conclusions de la littérature [10-11].

**Tableau VI. 2 :** Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 2,5 cm à différents débits

$C_0$ (mg/L) en As(V)	Q (mL/min)	Z (cm)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
1,5	2	15	600	1200
1,5	3	15	600	1800
1,5	4	15	180	720

**Tableau VI.3 :** Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 7 cm à différents débits pour As(V)

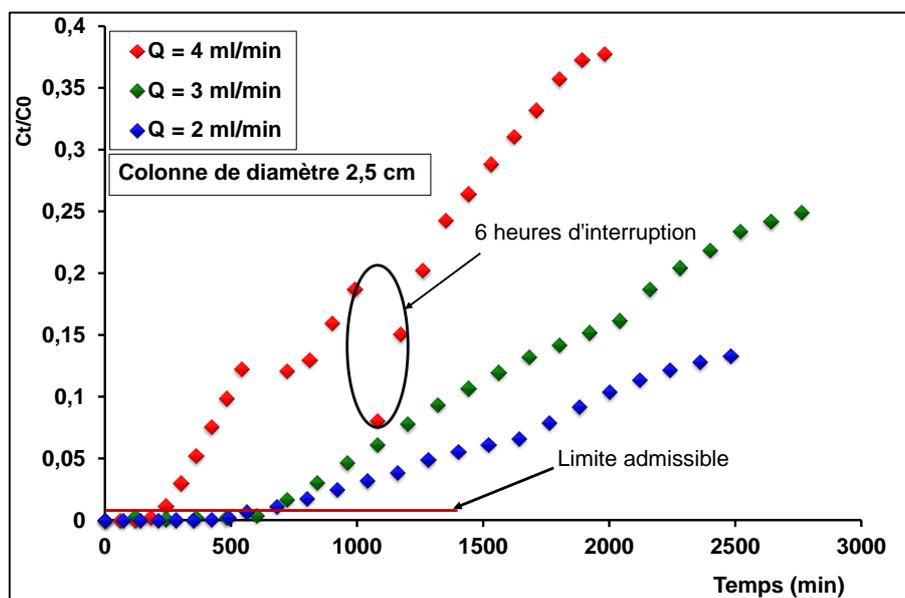
$C_0$ (mg/L) en As(V)	Q (mL/min)	m (kg)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
1	10	1	2220	22200
1	20	1	180	3600

**Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe -  
expérience et prédiction des courbes de percée**

---

**Tableau VI. 4 :** Données expérimentales pour les paramètres de la colonne à différents débits : diamètre 7 cm pour As(III).

$C_0$ (mg/L) en As (III)	Q (mL/min)	m (kg)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
1	10	1	480	4800
1	20	1	120	2400



**Figure VI. 2 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 2,5 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits.

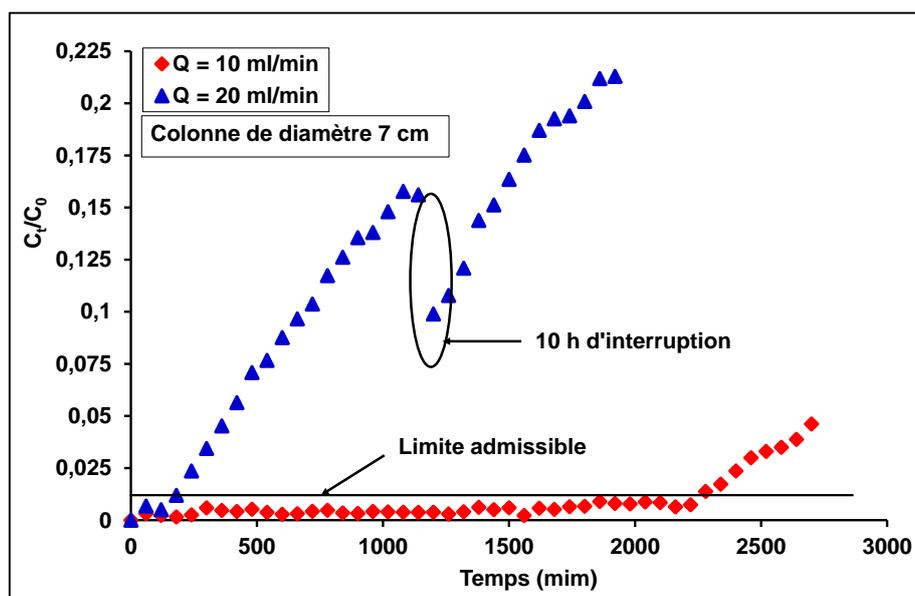


Figure VI. 3 : Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits.

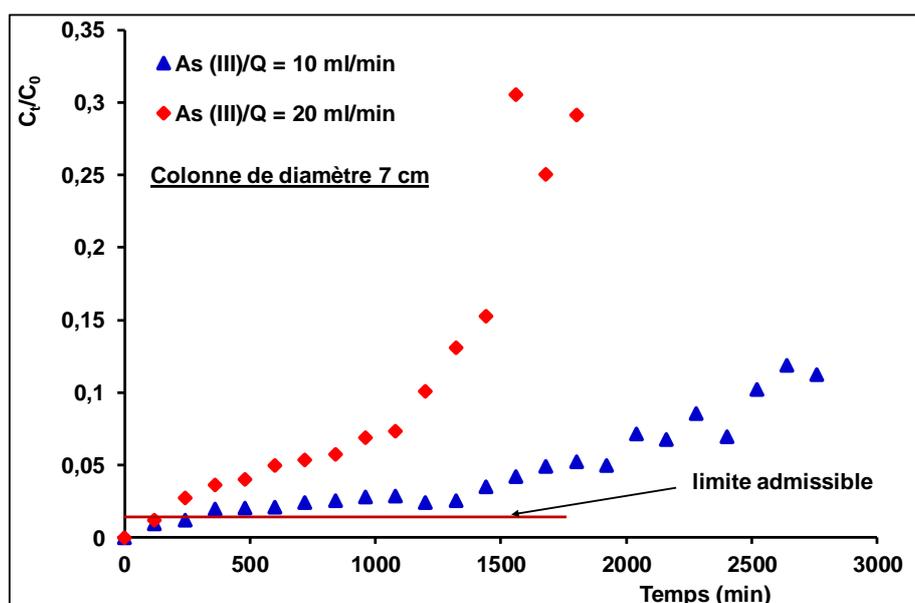


Figure VI. 4 : Courbe de percée de As(III) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différents débits.

### 2.3 Effet de la concentration initiale en As(V)

L'effet de la concentration initiale en As(V) à l'entrée de la colonne a été testé en faisant varier la concentration de 1,5 à 2,5 mg/L pour une colonne de diamètre 2,5 cm et de 1 mg/L à 2 mg/L pour une colonne de diamètre 7 cm. Pour les expériences, le débit à l'entrée de la colonne et la hauteur du lit ont été

maintenus constants à 3 mL/min et 15 cm (60 g) respectivement pour la colonne de diamètre 2,5 cm avec une granulométrie comprise entre 0,595 mm et 0,71 mm, et 10 mL/min et 25 cm (1 kg) pour la colonne de diamètre 7 cm avec une granulométrie comprise entre 1,25 mm et 2 mm. L'effet de la concentration initiale sur les courbes de percée avec une profondeur de lit et de débit fixes est représenté sur les **figures VI.5 et VI.6**. Comme le montre les **figures VI.5 et VI.6**, on peut voir qu'une augmentation de la concentration de l'arsenic à l'entrée de la colonne réduit le volume de solution traitée pour atteindre le point de percée, comme indiqué dans les **tableaux VI.5 et VI.6**. Une concentration élevée en arsenic (V) sature la colonne plus rapidement, ce qui diminue le temps de percé. Des résultats similaires ont également été obtenus pour l'adsorption de Pb(II) et le bleu de méthylène sur un oxyde de graphite recouvert de sable dans une colonne à lit fixe [12] et de l'adsorption de l'arsenic par une pouzzolane naturelle dans un lit fixe [13].

A une concentration initiale en arsenic (V) plus élevée, le point de percée est observé plus tôt. Le temps de percée passe de 560 min à 600 min pour une concentration de 2,5 mg/L à 1,5 mg/L. Le volume traité à chaque point de percée est passé de 1680 mL à 1800 mL lorsque la concentration passe de 2,5 à 1,5 mg/L pour la colonne de diamètre 2,5 cm. Quant à la colonne de diamètre 7 cm, le temps de percée passe de 1680 min à 2220 min lorsque la concentration décroît de 2 mg/L à 1 mg/L. Cela pourrait s'expliquer par le fait qu'un gradient de concentration plus faible provoque un transport plus lent en raison d'un coefficient de diffusion réduit ou d'un coefficient de transfert de masse réduit [13-16]. Des résultats similaires ont été obtenus par **S. Chen et al** [4] pour l'adsorption de Cr(VI) sur une tige de maïs modifié. Des concentrations initiales plus élevées conduisent à une force d'entraînement plus élevée pour le transfert de masse, d'où l'adsorbant atteint la saturation plus rapidement, ce qui entraîne une diminution du temps de percée

**A. Maiti et al** [8] ont montré que l'augmentation du temps de percée en fonction de la décroissance de la concentration est due au fait qu'à des concentrations élevées en As(V), le lit se sature rapidement. En effet, à des concentrations plus faibles à l'entrée de la colonne, le lit d'adsorption prend plus de temps pour se saturer en raison du gradient de concentration inférieure. **P. Roy et al** [5] ont également montré qu'à des concentrations plus élevées à l'entrée de la colonne, on a couvert plus de sites d'adsorption, ce qui saturait le lit plus rapidement et donc le temps de rupture diminuait.

**Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe -  
expérience et prédiction des courbes de percée**

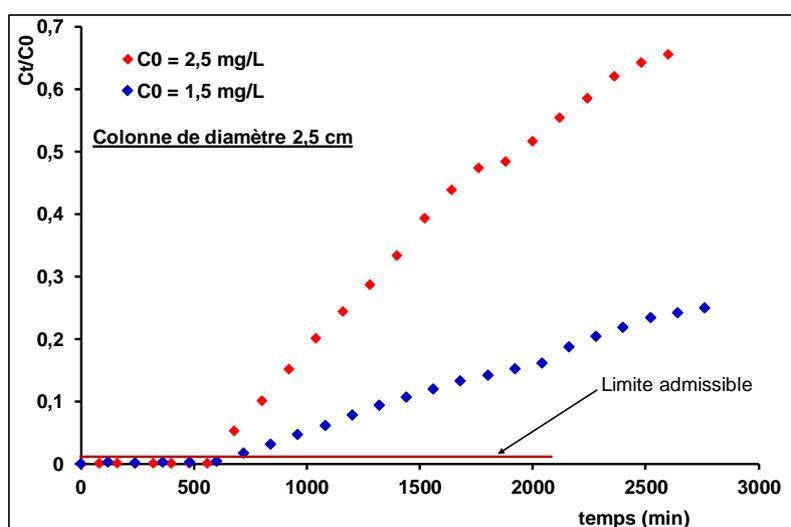
---

**Tableau VI.5 :** Données expérimentales pour les paramètres de la colonne ce diamètre 2,5 cm à différentes concentrations

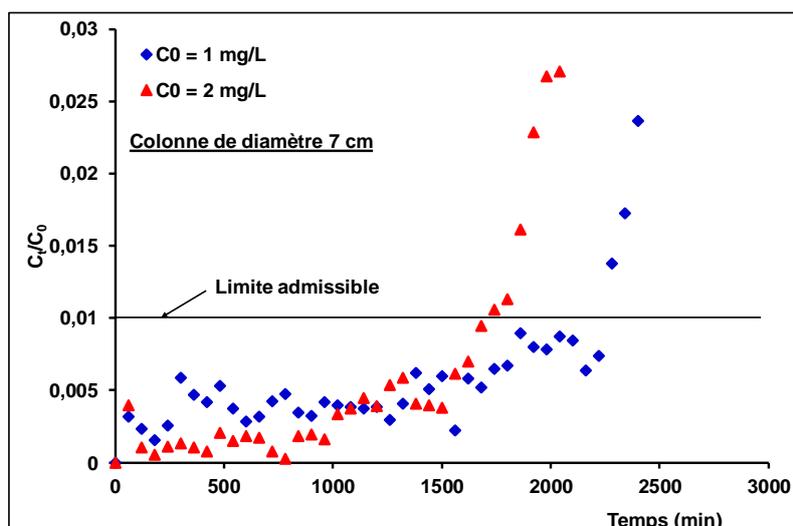
$C_0$ (mg/L) en As(V)	Q (mL/min)	Z (cm)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
2,5	3	15	560	1680
1,5	3	15	600	1800

**Tableau VI. 6 :** Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 7 cm à différentes concentrations.

$C_0$ (mg/L) en As(V)	Q (mL/min)	m (kg)	$t_p$ (min)	$V_p$ (mL)
1	10	1	2220	22200
2	10	1	1860	18600



**Figure VI. 5 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 2,5 cm garni de l'adsorbant KN à différentes concentrations



**Figure VI. 6 :** Courbe de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 7 cm garni de l'adsorbant KN à différentes concentrations

## 2.4 Effet de la granulométrie

L'effet de la granulométrie variable utilisée pendant les expériences sur le lit fixe a un effet important sur la performance de la colonne. Trois granulométries différentes de l'ordre de 0,595 mm, 1,19 mm et 2 mm ont été utilisées dans une colonne de diamètre intérieur 5 cm. Les paramètres de la colonne étaient de 200 g comme masse de l'adsorbant, 3 ml/min comme débit et 1,5 mg/L comme concentration en arsenic (V).

La **figure VI.7** montre que l'augmentation de la taille des particules adsorbantes réduit la capacité maximale du lit et le temps de rupture. Dans la gamme de taille de particules plus fines, les temps de rupture interviennent plus tard que la gamme de taille des particules plus grosses.

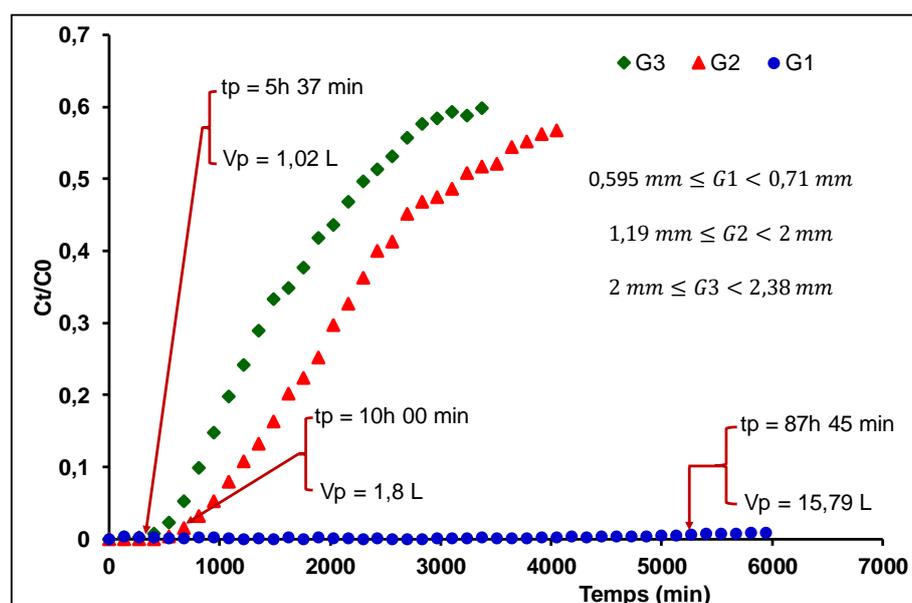
Pour les différentes tailles de particules testées, les volumes traités au point de percée et les temps de percée pour des tailles de 0,595 mm, 1,19 mm et 2 mm sont de 87h 45 min, 10h et 5h 37 min, et 15,79 L, 1,8 L et 1,02 L respectivement. Les particules de taille plus petites auront un chemin de diffusion plus court, permettant ainsi à l'adsorbat de pénétrer profondément dans la particule adsorbante rapidement. De plus, la surface extérieure totale par unité de volume pour toutes les petites particules à l'intérieur de la colonne sera plus grande par rapport aux grosses particules [17-18]. Des résultats similaires ont été mis en évidence par **W. Li et al** [19] qui ont montré que l'augmentation de la capacité d'adsorption de Cr(VI) sur une tige de maïs était due à une surface extérieure plus grande pour les particules de taille plus petite, donc une capacité d'adsorption plus élevée était attendue.

## Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe - expérience et prédiction des courbes de percée

Le **tableau VI.7** donne les différents temps de percée ainsi que les volumes traités pour atteindre ce temps. Les résultats présentés dans le **tableau VI.7** indiquent que la granulométrie de petite taille a une meilleure performance si un taux d'élimination élevé est nécessaire.

**Tableau VI.7** : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 5 cm à différentes granulométries

Granulométrie	C <sub>0</sub> (mg/L) en As(V)	Q (ml/min)	m (g)	t <sub>p</sub> (h)	V <sub>p</sub> (L)
0,595 mm ≤ G <sub>1</sub> < 0,71 mm	1,5	3	200	87h 45 min	15,79
1,19 mm ≤ G <sub>2</sub> < 2 mm	1,5	3	200	10h	1,8
2 mm ≤ G <sub>3</sub> < 2,38 mm	1,5	3	200	5h 37 min	1,02

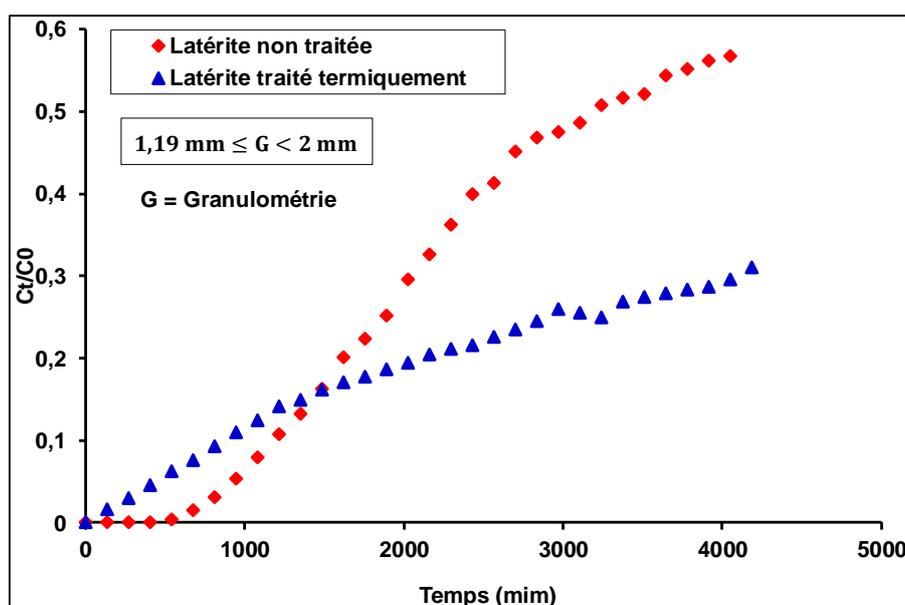


**Figure VI. 7** : Courbes de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 5 cm garni de l'adsorbant KN à différentes granulométries

### 2.5 Effet du traitement thermique de la latérite

L'étude des courbes de percées de la latérite traitée thermiquement à 400°C et non traitée a été menée avec une granulométrie comprise entre 1,19 mm et 2 mm. L'étude a été menée sur une colonne de diamètre interne 5 cm. Les

paramètres de la colonne étaient de 200 g (14 cm) comme masse de l'adsorbant, 3 mL/min comme débit et 1,5 mg/L comme concentration en arsenic V. La **figure VI.8** montre que la latérite traitée à 400 °C pendant 2 heures est moins efficace pour la rétention de l'arsenic par rapport à la latérite non traitée. Pour la latérite traitée, le temps de rupture est intervenu plus tôt que dans le cas de celle non traitée. Cela pourrait s'expliquer par le fait que dans le cas de la latérite traitée, la structure de la latérite a été modifiée réduisant ainsi sa capacité de fixer l'arsenic (V) sur sa surface. Le temps de percée pour la latérite traitée est intervenu dès les premières minutes de la percolation. La présence des matières organiques dans la latérite jouerait un rôle important dans l'adsorption de l'arsenic en colonne. Le traitement thermique à 400 °C éliminerait les matières organiques qui sont important pour le phénomène d'adsorption. La performance de la latérite non traitée permettra une bonne reproductivité sur le terrain lors de l'installation d'une unité pilote qui réduirait le coût des investissements. Le **tableau VI.8** donne les différents temps de percée ainsi que les volumes traités pour atteindre ce temps.



**Figure VI. 8 :** Courbes de percée de As(V) pour un lit fixe de diamètre 5 cm garni de l'adsorbant KN pour la latérite traitée thermiquement et non traitée

**Tableau VI. 8** : Données expérimentales pour les paramètres de la colonne de diamètre 5 cm pour la latérite traitée thermiquement et non traitée

Latérite	C <sub>0</sub> (mg/L) en As(V)	Q (ml/min)	m (g)	t <sub>p</sub> (min)	V <sub>p</sub> (L)
Traitée thermiquement	1,5	3	200	135	0,41
Non traitée	1,5	3	200	675	2,03

### 3 Analyse des données de l'adsorption

Le temps d'apparition et la forme de la courbe de percée sont des caractéristiques très importantes pour déterminer l'opération et la réponse dynamique de la colonne d'adsorption. Les courbes de percée montrent le comportement de chargement du métal à éliminer de la solution dans la colonne de lit fixe et sont généralement exprimées en termes de concentration de métal adsorbé en fonction du temps ou du volume d'effluent pour une hauteur de lit donnée [20].

A l'aide des **relations II.21 à II.24** du **chapitre II**, les paramètres  $q_{tot}$ ,  $q_{eq}$ ,  $m_{tot}$  et  $R$  (%) ont été calculés au point de percée et sont consignés dans le **tableau VI.10**.

Pour l'effet de la hauteur du lit, les données de la colonne de sorption ont été évaluées et présentées dans le **tableau VI.10**. Comme le montre le **tableau VI.10**, la capacité d'adsorption de l'arsenic dépend de la profondeur du lit. Les capacités d'adsorption de As(V) sont de 0,025 ; 0,045 et 0,054 mg/g respectivement pour 10, 15 et 20 cm de hauteur de lit. L'augmentation de la capacité d'adsorption de l'arsenic (V) avec la profondeur croissante du lit dans la colonne à lit fixe pourrait être due à une augmentation de la surface adsorbante, ce qui fournirait des sites plus contraignants pour l'adsorption de la colonne [4,21-22]. Un temps d'épuisement plus long a été observé dans le **tableau VI.10** lorsque la profondeur du lit a été augmentée à 20 cm.

Pour le débit, le temps de percée a diminué avec un débit plus grand (**Tableau VI.10**). Une augmentation du débit pourrait diminuer le temps de contact entre les sites de liaison de l'adsorbant et les espèces de l'arsenic en solution. En outre, la diminution de la capacité d'adsorption de la colonne a été observée avec une augmentation du débit à l'entrée de la colonne. A un débit plus élevé, le temps de séjour du soluté dans la colonne est insuffisant pour atteindre l'équilibre.

## Chapitre VI : Adsorption de As(III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe - expérience et prédiction des courbes de percée

Pour la concentration initiale en arsenic, la capacité d'adsorption maximale de la latérite augmente avec l'augmentation de la concentration en As (V). La capacité d'adsorption passe de 0,045 à 0,069 mg/L pour la colonne de diamètre interne 2,5 cm et de 0,022 à 0,037 mg/g pour la colonne de diamètre interne 7 cm (**Tableau VI.10**). Au fur et à mesure que la concentration de As(V) augmentait, le temps de percée diminuait avec l'augmentation de la concentration en As(V). Ces résultats ont démontré que des concentrations initiales plus élevées ont conduit à une saturation plus rapide de la colonne, ce qui a entraîné une diminution du temps de percée [23-24].

Pour l'effet de la granulométrie, la capacité d'adsorption maximale de la latérite augmente lorsque la granulométrie utilisée dans la colonne est petite. La capacité d'adsorption est passé de 0,118 à 0,008 mg/g lorsque la granulométrie est passée de 0,595 à 2 mm.

En s'appuyant sur des données déjà obtenues pour les essais en laboratoire, nous avons essayé d'estimer le volume d'eau traitée par la latérite KN au bout de 30 h de percolation en faisant varier certains paramètres de la colonne. Les données sont consignées dans le **tableau VI.9**. On remarque que pour une colonne de diamètre 50 cm et une hauteur de lit de 1 m avec une concentration initiale en arsenic, nous pouvons estimer le volume d'eau traitée à environ 528 L en 30 heures de percolation.

**Tableau VI. 9 :** Estimation du volume d'eau traitée pour une colonne de diamètre 50 cm et une hauteur de lit de 1 m

<b>C<sub>0</sub></b> <b>(mg/L)</b>	<b>Hauteur</b> <b>(m)</b>	<b>Débit</b> <b>(L/h)</b>	<b>Temps</b> <b>estimé (h)</b>	<b>Volume</b> <b>estimé (L)</b>	<b>Diamètre</b> <b>colonne (cm)</b>
2	1	0,6	30	528	50

**Tableau VI. 10 :** Paramètres de la colonne de lit fixe pour l'adsorption de As par la latérite KN

<b>Colonne de diamètre interne 2,5 cm</b>										
$C_0$ (mg/L)	Q (mL/min)	m (g)	As	Granulo (mm)	$t_p$ (min)	$q_{tot}$ (mg)	$m_{tot}$ (mg)	$q_{eq}$ (mg/g)	$V_{eff}$ (ml)	R(%)
1,5	3	40	V	$0,595 \leq G < 0,71$	224	1,001	1,008	0,025	672	0,99
1,5	3	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	600	2,68	2,7	0,045	1800	0,99
1,5	3	80	V	$0,595 \leq G < 0,71$	960	4,29	4,32	0,054	2880	0,99
1,5	2	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	600	1,78	1,8	0,029	1200	0,99
1,5	3	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	600	2,68	2,7	0,045	1800	0,99
1,5	4	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	180	1,07	1,08	0,018	720	0,99
1,5	3	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	600	2,68	2,7	0,045	1800	0,99
2,5	3	60	V	$0,595 \leq G < 0,71$	560	4,18	4,2	0,069	1680	0,99
<b>Colonne de diamètre interne 5 cm</b>										
1,5	3	200	V	$0,595 \leq G < 0,71$	5265	23,53	23,69	0,118	15795	0,99
1,5	3	200	V	$1,19 \leq G < 2$	600	2,68	2,7	0,013	1800	0,99
1,5	3	200	V	$2 \leq G < 2,38$	337	1,51	1,52	0,008	1011	0,99

**Chapitre VI : Adsorption de As (III, V) par la latérite KN en colonne a lit fixe - expérience et prédiction des courbes de percée**

<b>Colonne de diamètre interne 7 cm</b>										
1	10	1000	V	$1,25 \leq G < 2$	2220	21,98	22,2	0,022	22200	0,99
1	20	1000	V	$1,25 \leq G < 2$	180	3,56	3,6	0,004	3600	0,99
1	10	1000	III	$1,25 \leq G < 2$	480	4,75	4,8	0,005	4800	0,99
1	15	1000	III	$1,25 \leq G < 2$	240	3,56	3,6	0,004	3600	0,99
1	20	1000	III	$1,25 \leq G < 2$	120	2,38	2,4	0,002	2400	0,99
1	10	1000	V	$1,25 \leq G < 2$	2220	21,98	22,2	0,022	22200	0,99
2	10	1000	V	$1,25 \leq G < 2$	1860	37,01	37,2	0,037	18600	0,99

## **4 Conclusion**

L'étude de la colonne à lit fixe a été menée pour analyser l'efficacité de la latérite KN pour l'adsorption de As(V) et As(III) en mode dynamique. L'étude a montré que la latérite KN est efficace pour l'élimination de l'arsenic. L'adsorption de l'arsenic à travers une colonne à lit fixe est dépendante de la profondeur du lit, de la concentration de l'arsenic et du débit d'écoulement du soluté à l'entrée de la colonne. La capacité d'adsorption de la colonne a été augmentée avec l'augmentation de la profondeur du lit, mais a diminué avec l'augmentation de la concentration de la solution et du débit. Le processus de sorption de la colonne est de meilleure qualité pour des concentrations et des débits faibles à l'entrée de la colonne avec une hauteur de lit plus grande. On constate que le délai de rupture (le temps de percée) diminue avec l'augmentation à la fois du débit et de la concentration initiale en arsenic à l'entrée de la colonne. Cette étude de percolation en colonne est une étude préliminaire en vue de la réalisation d'une unité pilote. Ces essais ne sont qu'un début dans l'installation d'une colonne.

## **Références bibliographiques**

- [1] **S. K. MAJI, Y. H. KAO, C. J. WANG, G. S. LU, J. J. WU, C. W. LIU**, Fixed bed adsorption of As(III) on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR) and application to real arsenic-bearing groundwater. *Chemical Engineering Journal*, 203 (2012) 285 – 293.
- [2] **S. KUNDU, A.K. GUPTA**, Analysis and modeling of fixed bed column operations on As(V) removal by adsorption onto iron oxide-coated cement (IOCC). *Journal of Colloid and Interface Science* 290 (2005) 52 – 60.
- [3] **M. KARIMI, A. SHOJAEI, A. NEMATOLLAHZADEH, M. J. ABDEKHODAIE**, Column study of Cr (VI) adsorption onto modified silica–polyacrylamide microspheres composite. *Chemical Engineering Journal*, 2010 (2010) 280 – 288.
- [4] **S. CHEN, Q. YUE, B. GAO, Q. LI, X. XU, K. FU**, Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by modified corn stalk: A fixed-bed column study. *Bioresource Technology*, 113 (2012) 114 – 120.
- [5] **P. ROY, N. K. MONDAL, S. BHATTACHARYA, B. DAS, K. DAS**, Removal of arsenic(III) and arsenic(V) on chemically modified low cost adsorbent: batch and column operations. *Appl Water Sci.* 13 (2013) 1 – 17.
- [6] **X. GUO AND F. CHEN**, Removal of Arsenic by Bead Cellulose Loaded with Iron Oxyhydroxide from Groundwater. *College of Environmental Science and Engineering*, 39(17) (2005) 6808 – 6818.
- [7] **W. H. Li, Q.Y. Yue, B.Y. Gao, Z. H. Ma, Y.J. Li, H.X. Zhao**, Preparation and utilization of sludge-based activated carbon for the adsorption of dyes from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 178 (2011) 197 – 203.
- [8] **A. MAITI, S. DASGUPTA, J. K. BASU, AND S. DE**, Batch and Column Study: Adsorption of Arsenate Using Untreated Laterite as Adsorbent, *Ind. Eng. Chem. Res.* 47 (2008) 1620 – 1629.
- [9] **P. R. ROUT, P. BHUNIA, R. R. DASH**, Modeling isotherms, kinetics and understanding the mechanism of phosphate adsorption onto a solid waste: Ground burnt patties. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2 (2014) 1331 –1342.
- [10] **D. C.K. KO, J. F. PORTER, G. MCKAY**, Optimised correlations for the fixed-bed adsorption of metal ions on bone char. *Chemical Engineering Science*, 55 (2000) 5819 – 5829

- [11] **V. C. T. COSTODES, H. FAUDUET, C. PORTE, Y.S. HO**, Removal of lead (II) ions from synthetic and real effluents using immobilized *Pinus sylvestris* sawdust: Adsorption on a fixed-bed column. *Journal of Hazardous Materials*, 123 (2005) 135 – 144.
- [12] **J. L. GONGA, Y.L. ZHANGA, Y. JIANGA, G.M. ZENGA, Z.H. CUI, K. LIUA, C.H. DENGA, Q.Y. NIUA, J.H. DENGA, S.Y. HUAN**, Continuous adsorption of Pb(II) and methylene blue by engineered graphite oxide coated sand in fixed-bed column. *Applied Surface Science*. *Applied Surface Science*, 330 (2015) 148 – 157.
- [13] **G. P. KOFA, S. NDIKOUNGOU, G.J. KAYEM, R. KAMGA**, Adsorption of arsenic by natural pozzolan in a fixed bed: Determination of operating conditions and modelling. *Journal of Water Process Engineering*, 6 (2015) 166 – 173.
- [14] **A. A. AHMAD, B.H. HAMEED**, Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. *J. Hazar. Mater.*, 175 (2010) 298 – 303.
- [15] **K. W. BAEK, S.H. SONG, S.H. KANG, Y.W. RHEE, C.S. LEE, B.J. LEE, S. HUDSON, T.S. HWANG**, Adsorption Kinetics of Boron by Anion Exchange Resin in Packed Column Bed. *J. Ind. Eng. Chem.*, 13(3) (2007) 452 – 456.
- [16] **Z. AKSU, F. GONEN**, Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves. *Process Biochemistry*, 39 (2004) 599 – 613.
- [17] **E. MALKOC, Y. NUHOGLU, Y. ABALI**, Cr(VI) adsorption by waste acorn of *Quercus ithaburensis* in fixed beds: Prediction of breakthrough curves. *Chemical Engineering Journal*, 119 (2006) 61 – 68.
- [18] **J. JANG, D.S. LEE**, Enhanced adsorption of cesium on PVA-alginate encapsulated Prussian blue-graphene oxide hydrogel beads in a fixed-bed column system. *Bioresource Technology*, 218 (2016) 294 – 300.
- [19] **W. LI, Q. YUE, P. TU, Z. MA, B. GAO, J. LI, X. XU**, Adsorption characteristics of dyes in columns of activated carbon prepared from paper mill sewage sludge. *Chemical Engineering Journal*, 178 (2011) 197 – 203.
- [20] **P. SINGHA, S. K. SINGH, J. BAJPAI, A. K. BAJPAI, R. B. SHRIVASTAVA**, Iron crosslinked alginate as novel nanosorbents for removal of arsenic ions and bacteriological contamination from water. *J. mater. Res. Technol.*, 3(3) (2014) 195 – 202

- [21] **S. GUPTA, B.V BABU**, Modeling, simulation, and experimental validation for continuous Cr (VI) removal from aqueous solutions using sawdust as an adsorbent. *Bioresour. Technol.* 100 (2009) 5633 – 5640.
- [22] **P. A. KUMAR, S. CHAKRABORTY**, Fixed-bed column study for hexavalent chromium removal and recovery by short-chain polyaniline synthesized on jute fiber. *J. Hazard. Mater.*, 162 (2009) 1086 – 1098.
- [23] **S. S. BARAL, N. DAS, T.S. RAMULU, S.K. SAHOO, S.N. DAS, G. R. CHAUDHURY**, Removal of Cr (VI) by thermally activated weed *Salvinia cucullata* in a fixed-bed column. *J. Hazard. Mater.*, 161 (2009) 1427 – 1435.
- [24] **E. MALKOC, Y. NUHOGLU, M. DUNDAR**, Adsorption of chromium (VI) on pomace-an olive oil industry waste: batch and column studies. *J. Hazard. Mater.*, 138 (2006) 142 – 151.

## **Conclusion générale**

Cette étude a présenté la caractérisation de trois latérites prélevées sur les sites latéritiques de Kaya Nord (KN), Laye (LA) et Bobo Nord (BN) au Burkina Faso en vue d'une valorisation dans le domaine du traitement des eaux contaminées par l'arsenic.

Ces matières premières latéritiques ont été caractérisées par plusieurs techniques d'analyse (DRX, IR, Analyses Chimique, MEB, Granulométrie, DSC/TGA, etc.). L'analyse chimique élémentaire a montré que les latérites sont riches en oxyde de fer  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (14,4% pour BN, 20,8% pour KN et 17,65% pour LA), en alumine  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (7,44% pour BN, 14,09% pour KN et 6,74% pour LA) et autres oxydes en teneurs moindres. L'analyse minéralogique à partir de la DRX et de l'IR a montré que les latérites sont composées majoritairement de quartz, de kaolinite, de goethite et d'hématite. L'analyse thermique (TGA/DSC) a permis de confirmer la présence des minéraux tels que la kaolinite, la goethite, l'hématite et le quartz. Les surfaces spécifiques déterminées par la méthode BET ainsi que les surfaces spécifiques déterminées par la méthode au bleu de méthylène sont importantes. Les surfaces spécifiques au BET sont de 34,88  $\text{m}^2/\text{g}$ , 58,65  $\text{m}^2/\text{g}$  et 41,15  $\text{m}^2/\text{g}$  respectivement pour les latérites BN, KN et LA. Au regard des teneurs en oxydes de fer et d'aluminium et des valeurs élevées de la surface spécifique au BET, ces latérites sont des matériaux avec des propriétés adéquates pour l'élimination de l'arsenic dans les eaux de consommation contaminées.

La caractérisation des eaux des forages de Tanlili et Lilgomdé montre qu'elles présentent un faciès bicarbonaté calcique et magnésien avec une faible empreinte bicarbonaté sodique et potassique. Les eaux des localités de Tanlili et Lilgomdé sont impropres à la consommation avec des concentrations élevées en arsenic, avec des teneurs atteignant 2 mg/L dans les forages de Tanlili. Ces concentrations en As seraient dues à la nature géologique du sol faite en partie de minéralisation aurifère et de roches volcano-sédimentaires du Birrimien et renfermant des minerais tels que l'arsénopyrite dont la proportion en élément arsenic est relativement élevée. Cette caractérisation a permis de choisir les concentrations en arsenic utilisées pour les percolations en colonne et aussi les différentes concentrations en anions lors de l'étude de l'effet des anions co-existants sur l'adsorption de As(III, V) par les latérites.

L'efficacité des latérites pour l'élimination de l'arsenic (As(III) et As(V)) des eaux contaminées a été étudiée d'une part en mode discontinu et d'autre part en colonne (mode continu).

## Conclusion générale

---

Les essais en batch ont été effectués sous différentes conditions expérimentales. Il en ressort comme conclusions principales les points suivants :

- i. Des rendements d'élimination de l'arséniate ont été jugés intéressants avec des pourcentages de  $99,7 \pm 0,3\%$ , de  $99,58 \pm 0,4$  et  $85,6\%$  pour les latérites KN, LA et BN respectivement, avec une dose d'adsorbant de 15 g/L.
- ii. Des rendements d'élimination de l'arsénite avec des taux d'adsorption de  $98,59 \pm 0,64\%$ ,  $83,52 \pm 2,21\%$  et  $74\%$  ont été obtenus pour les latérites KN, LA et BN respectivement, à une dose de 15 g/L.
- iii. Des valeurs des capacités d'adsorption de Langmuir ( $q_m$ ) pour l'arsenic (III) sont de 0,98 mg/g, 0,67 mg/g et 0,48 mg/g de quantités adsorbées sur des échantillons KN, LA et BN respectivement. Pour l'élimination de l'arsenic (V), les valeurs de  $q_m$  sont de 0,71 mg/g ; 0,83 mg/g et 0,46 mg/g de quantités adsorbées sur des échantillons KN, LA et BN respectivement.
- iv. L'adsorption de l'arséniate sur les latérites dépend de la valeur du pH. Le pourcentage d'élimination diminue fortement avec l'augmentation du pH de la solution. Aux pH supérieurs au point isoélectrique ( $pH > 4,4$ ), la surface des latérites est chargée négativement et l'adsorption des espèces d'arséniate devient plus faibles et diminue avec l'augmentation du pH due une répulsion d'une charge similaire des espèces d'arséniate qui sont tous des anions au-delà du point isoélectrique.
- v. L'adsorption de l'arsénite est indépendante de la variation du pH de la solution entre 2 et 9. Au-delà de pH 9, la surface des latérites est chargée négativement et l'adsorption des arsénites devient plus faible à cause de la répulsion d'une charge similaire, car l'arsénite existe sous forme d'anion au-delà de pH 9. L'adsorption de l'arsénite sur la surface des latérites serait principalement par échange de ligands et l'interaction électrostatique serait insignifiante,
- vi. Les investigations structurale et microstructurale effectuées sur les latérites KN, LA et BN après adsorption grâce à la spectrométrie infrarouge (IR), la diffraction de rayons X (DRX), les analyses DSC et la microscopie électronique à balayage (MEB) ont permis de montrer que les minéraux tels que la goethite, l'hématite et la kaolinite participent à l'élimination de l'arsenic.
- vii. Les résultats des expériences de l'effet de la force ionique et les analyses des spectres FT-IR, DRX après adsorption ont permis de montrer que l'adsorption de l'arsénite et de l'arséniate sur la surface des latérites est principalement réalisée par échange de ligands (adsorption spécifique) et l'interaction électrostatique serait insignifiante. Les espèces de As(V) et As(III) sont adsorbés sur la surface des latérites par la formation de complexes de surface de sphères internes, sauf dans le cas de l'adsorption de As(III) par la latérite KN qui est une adsorption de sphères externes selon les résultats de la force ionique et de l'isotherme D-R.

## *Conclusion générale*

---

---

- viii. Les études menées sur les effets du taux d'élimination de l'arsenic (III) et (V) par les latérites KN et LA en fonction de certains anions contenus dans les eaux de Lilgomdé et Tanlili ont montré que seuls les bicarbonates ont un effet négatif sur le taux d'élimination de l'arsenic. Quant aux ions sulfate, nitrate et phosphate l'augmentation de la concentration en ces ions n'affecte pas le taux d'élimination de l'arsenic. Il ressort de cette étude que les concentrations des ions phosphate, nitrate et sulfate rencontrés dans les eaux de forage de Tanlili et Lilgomdé étant faibles, ces anions ne pourraient pas interférer dans l'élimination de l'arsenic dans les eaux.
- ix. La latérite KN s'est avérée efficace dans l'élimination de l'arsenic (III) et (V) par rapport aux deux autres latérites BN et LA lors des essais en batch. Cette efficacité se justifie par des propriétés intéressantes, notamment le pourcentage de fer (20,8%) et la surface spécifique au BET élevée (58,65 m<sup>2</sup>/g) par rapport aux deux autres latérites.

Les essais de percolation de colonne à lit fixe, sous différentes conditions, ont également été menés pour étudier l'efficacité de la latérite KN, dans l'élimination des espèces d'arsenic (As(III) et As(V)). Les expériences ont été menées sur trois colonnes de diamètres différents (2,5 cm ; 5 cm et 7 cm). Les essais en colonne ont montré que la latérite KN est efficace pour l'élimination de l'arsenic (III) et As(V) de l'eau. La capacité d'adsorption dépend fortement du débit à l'entrée de la colonne, de la concentration initiale en arsenic, de la hauteur du lit et de la taille des particules. Les volumes d'eau traitée au point de percée ont augmenté au fur et à mesure que le débit, la concentration et la taille des particules diminuaient et quand la hauteur du lit augmentait. Au fur et à mesure que le débit et la concentration augmentent, le temps de percée et la concentration en arsenic adsorbés diminuent. Pour une colonne de 7 cm de diamètre, nous atteignons un volume total traité de 22,2 litres en 37 heures pour une concentration en As(V) égale à 1 mg/L et une hauteur en lit de 25 cm.

A l'issue de cette étude, il ressort qu'une utilisation des latérites du Burkina Faso dans la dépollution des eaux de consommation contaminées par l'arsenic est prometteuse. Néanmoins, les mécanismes d'adsorption restent à élucider. Cela nécessiterait une utilisation de techniques appropriées pour confirmer ou infirmer les résultats obtenus par les spectres FT-IR, DRX et l'étude de la force ionique.

Afin de compléter le travail mené, de trouver une solution au colmatage lors de la percolation en colonne et de permettre l'expérimentation des résultats, nous envisageons de :

- i. Faire un traitement à l'acide afin d'améliorer les propriétés des latérites (augmentation de la surface spécifique),
- ii. Résoudre le problème de colmatage rencontré lors de la percolation en colonne en utilisant d'autres matériaux inertes comme du sable, de la silice pour des couches d'intercalation entre la latérite dans la colonne,

## *Conclusion générale*

---

- iii. Améliorer la performance de la colonne en utilisant d'autres matériaux adsorbants comme le charbon actif pour des couches à l'intérieur dans la colonne,
- iv. Mettre en place un dispositif expérimental (unité pilote) d'élimination de l'arsenic au profit du village de Tanlili,
- v. Étendre l'étude pour d'autres villages qui n'ont pas accès à l'eau potable,
- vi. Étendre l'étude pour d'autres sites latéritiques du pays (carrière de Dano dans le sud-ouest du pays).

**Annexes**

Annexe A : Les différentes droites de calibration

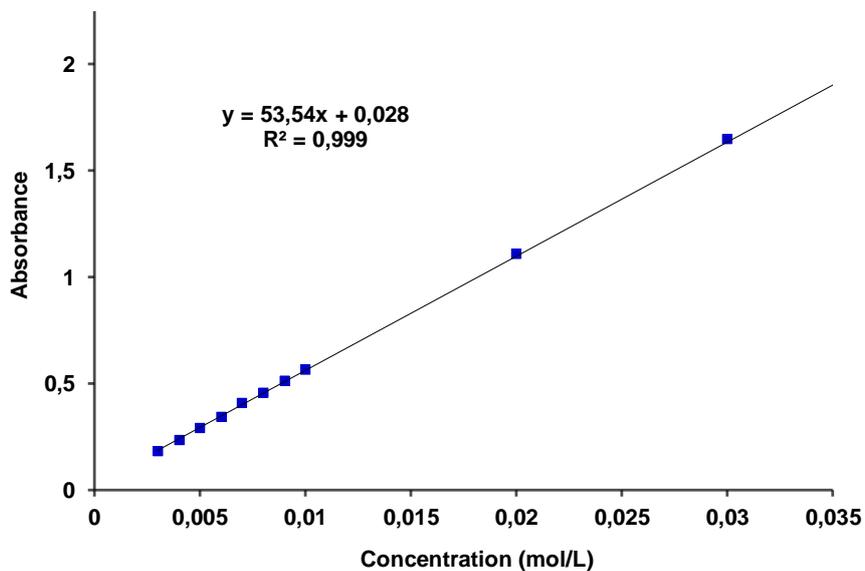


Figure 1 : Droite de calibration pour la détermination de la CEC par la méthode chlorure de cobaltihexamine

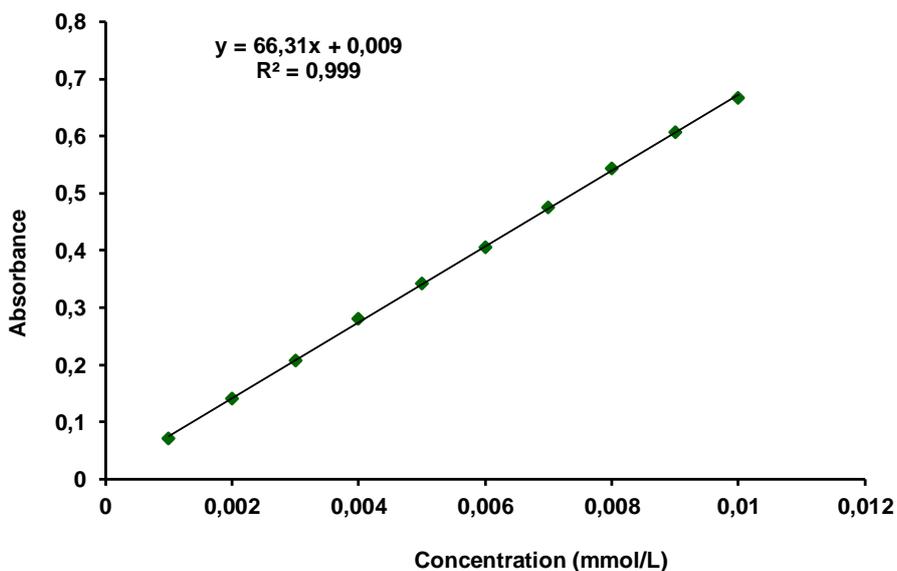
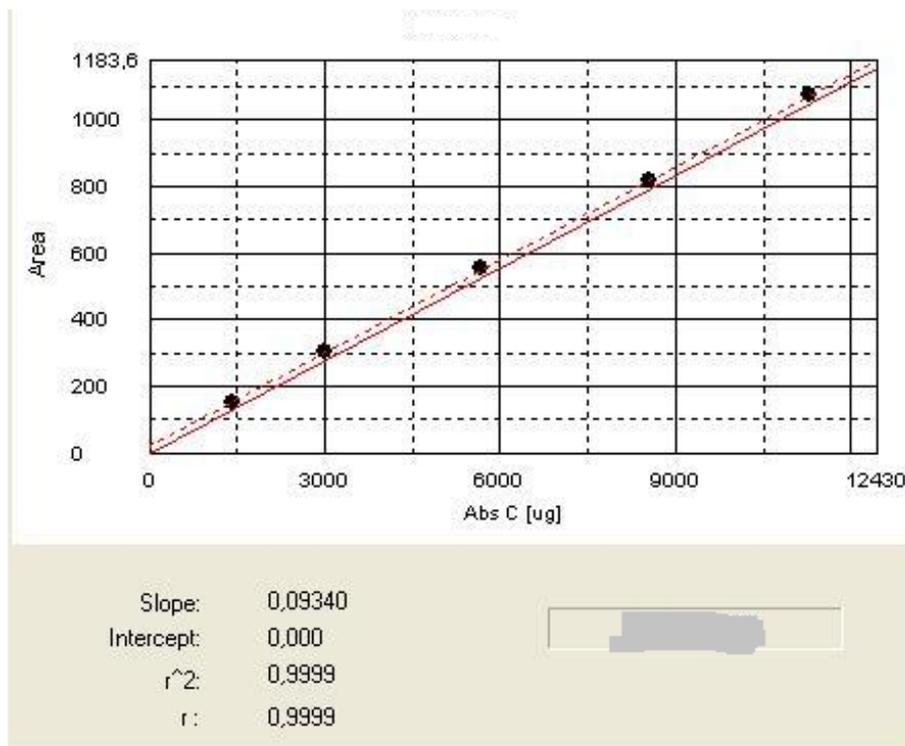
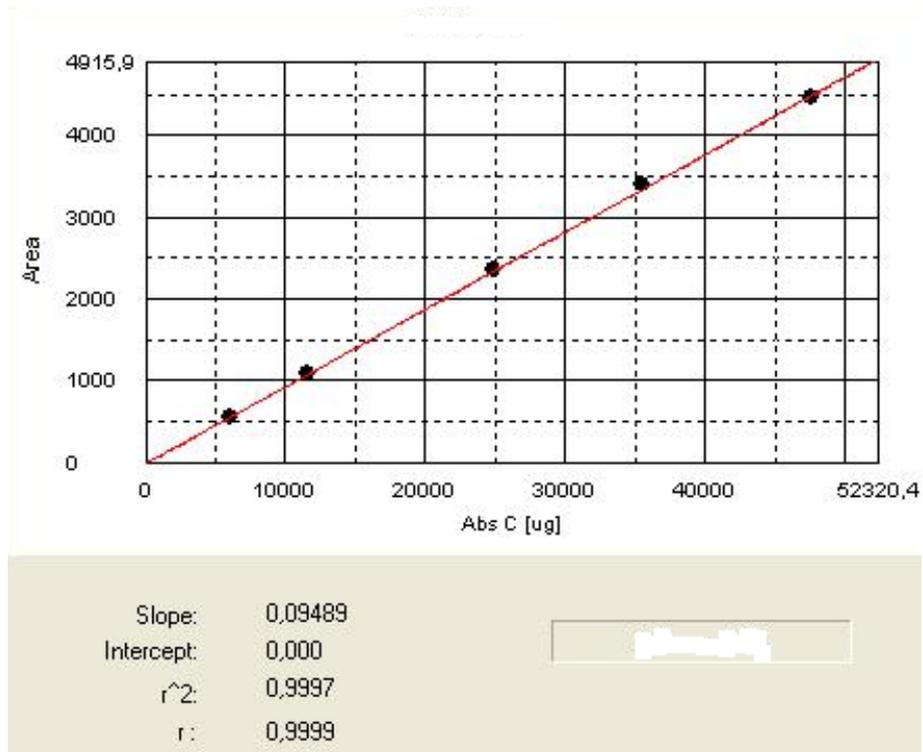


Figure 2 : Droite de calibration pour la détermination de la CEC par la méthode du bleu de méthylène



**Figure 3 :** Droite de calibration pour la détermination du carbone inorganique

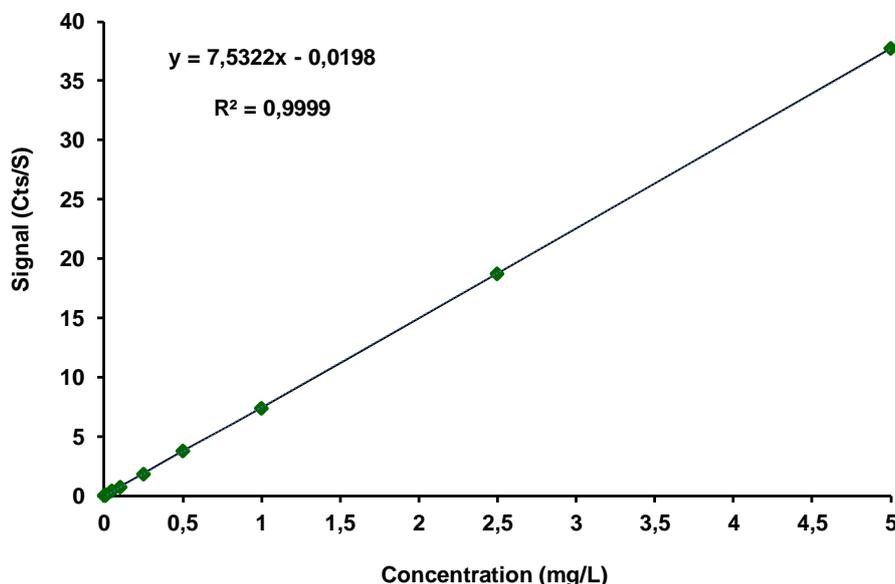


**Figure 4 :** Droite de calibration pour la détermination du carbone total

## Annexe B : Procédure pour les analyses ICP

### Procédure d'analyse des échantillons

Une fois les solutions réalisées, celles-ci sont placées dans des bouteilles en PET et disposées pendant une durée 24 heures sur un agitateur permettant d'atteindre d'équilibre entre l'adsorbant et les ions présents en solution. Ces solutions sont ensuite centrifugées à la vitesse de 3000 rpm pendant 15 minutes avant d'être filtrées à l'aide de membranes en nylon de seuil de rétention égal à  $45 \mu\text{m}$ . 14 mL du filtrat a été mis dans des flacons de 15 mL puis acidifié avec 1 mL d'acide nitrique et conservés à  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  avant d'être analysées à l'ICP-AES de marque Thermo Scientific (Thermo Elemental IRIS Intrepid II XSP) piloté par le logiciel d'acquisition et de traitement des données TEVA (Limite de détection de  $9 \mu\text{g/L}$ ). Avant chaque analyse, une droite de calibration à dix points par dilution successive (5 ppm, 2,5 ppm, 1 ppm, 0,5 ppm, 0,25 ppm, 0,1 ppm, 0,05 ppm, 0,01 ppm, 0,005 ppm, blanc) est établie à partir d'une solution standard commerciale de As ( $1000 \pm 0,05 \text{ mg/L}$  dans 5 % d'acide nitrique, Merck). Toutes les solutions utilisées ont été préparées avec de l'eau milliQ de résistivité  $18,2 \text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$ . Le matériel qui a servi à la préparation des différentes solutions, a été trempé dans un bain d'acide (acide nitrique) à 5% au moins 12 heures et rincé avec de l'eau milliQ avant utilisation. Pour chaque analyse les essais ont été repris trois fois par échantillon.



**Figure 5 :** Droite de calibration permettant de déterminer les concentrations résiduelles en As(III,V) à partir du signal émis par ces derniers.

## Annexe C : Article et communications

### Article

**Corneille BAKOUAN**, Boubié GUEL, Anne-Lise HANTSON ; Caractérisation physico-chimique des eaux des forages des villages de Tanlili et Lilgomdé dans la région Nord du Burkina Faso - Corrélation entre les paramètres physico-chimiques. *Afrique SCIENCE*, 13(6) (2017) 325 – 337.

### Communications orales

**Corneille BAKOUAN**, Boubié GUEL, Anne-Lise HANTSON, Elimination de l'arsenic des eaux souterraines par adsorption sur les latérites : Cas du Burkina Faso. 3èmes Journées Médicales Pharmaceutiques Odontologiques (JMPO). Ouagadougou-Burkina Faso du 29-01 Janvier 2018.

**Corneille BAKOUAN**, Brahim SORGHO, Anne-Lise HANTSON, Boubié GUEL ; Adsorption en colonne de l'arsenic III et V sur une latérite naturelle du Burkina Faso. 18èmes Journées Scientifiques Annuelles de la Société Ouest Africaine de Chimie (SOACHIM). Dakar-Sénégal du 08-08 Août 2017.

**Corneille BAKOUAN**, Boubié GUEL, Anne-Lise HANTSON ; Investigations structurale et microstructurale après adsorption en batch de As(III,V) et Adsorption en lit fixe de l'arsenic V sur une latérite locale du Burkina. 17èmes Journées Scientifiques Annuelles de la Société Ouest Africaine de Chimie (SOACHIM). Cotonou-Benin du 02-05 Août 2016.

### Communications par affiche

**Corneille BAKOUAN**, Boubié GUEL, Anne-Lise HANTSON ; Etude des phénomènes d'adsorption d'arsénite et d'arséniate sur deux latérites naturelles du Burkina Faso. Journée Scientifique annuelle de l'Ecole Doctorale Thématique génies des procédés (GEPROC\_UGéPE), Université catholique de Louvain (Belgique) ; 6 octobre 2016.

**Corneille BAKOUAN**, Anne-Lise HANTSON, Boubié GUEL ; Adsorption de l'arsenic III et V sur les latérites naturelles locales (Burkina Faso). 17èmes Journées Scientifiques Annuelles de la Société Ouest Africaine de Chimie (SOACHIM). Cotonou-Benin du 02-05 Août 2016.

**Corneille BAKOUAN**, Anne-Lise HANTSON, Boubié GUEL; L'adsorption de l'arsenic dans les eaux souterraines en utilisant les latérites naturelles locales (Burkina Faso) comme adsorbant. Journée Scientifique annuelle de l'Ecole Doctorale Thématique génies des procédés (GEPROC\_UGéPE), Faculté Polytechnique de Mons ; 23 Octobre 2014.

**Corneille BAKOUAN**, Boubié GUEL, Anne-Lise HANTSON ; Potentialité des matières premières latéritiques locales (Burkina Faso) dans le traitement des eaux

polluées par l'arsenic. Journée Scientifique annuelle de l'Ecole Doctorale  
Thématique génies des procédés (GEPROC), Liège le 15 Novembre 2013.