



**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET  
POPULAIRE**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche  
Scientifique**



**Université Mohamed Khider-Biskra  
Faculté des Sciences et de la technologie  
Département chimie industrielle**

**THESE**

**Pour Obtenir le Diplôme de**

**Doctorat en : Sciences et génie de l'environnement**

**Option : Ingénierie et gestion de l'eau**

**Présentée Par : Mebarka KADDOURI**

**Thème :**

**Activation et caractérisation d'un biomatériau à base d'un résidu agricole.**

**Application au traitement des eaux**

**Soutenu le :**

**Devant le jury composé de :**

|                             |                   |                             |                   |
|-----------------------------|-------------------|-----------------------------|-------------------|
| <b>Dr. Sihem Djebabra</b>   | <b>MCA</b>        | <b>Université de Biskra</b> | <b>Président</b>  |
| <b>Pr. Amel Aidi</b>        | <b>Professeur</b> | <b>Université de Biskra</b> | <b>Rapporteur</b> |
| <b>Dr. Seridi Saida</b>     | <b>MCA</b>        | <b>Université de Guelma</b> | <b>Examineur</b>  |
| <b>Dr. Fatima Ghebghoub</b> | <b>MCA</b>        | <b>Université de Biskra</b> | <b>Examineur</b>  |

# Remerciements

Tout d'abord, je remercie **Allah**, Tout-Puissant, pour m'avoir guidé et permis de terminer cette thèse.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à **Professeur AIDI Amel** pour sa direction scientifique, son soutien et la confiance qu'elle m'a accordée pour la réalisation de ce travail.

Je remercie également **Dr. RAHALI Hanane** pour ses précieux conseils, ses efforts et pour avoir travaillé en tant qu'équipe de recherche.

Un grand merci aux membres du jury qui ont accepté de juger et de réviser cette thèse : **Dr. Djebabra sihem**, de l'Université de Biskra qui nous a fait l'honneur de présider le jury de ce travail, **Dr. Ghebghoub Fatima**, de l'Université de Biskra et **Dr. Seridi Saida** de l'Université de Guelma, qui nous ont fait l'honneur d'accepter d'être membre de jury et d'examiner ce travail.

Je remercie **M. Tarik Othman** et **Dr. Benaoune Saliha** du laboratoire de pédologie au Centre de Recherche Scientifique et Technique des Régions Arides et Sahariennes pour nous avoir permis de réaliser des tests expérimentaux dans leur laboratoire.

Un merci particulier à **Mme Radhia NAILI** pour avoir mis à notre disposition certains équipements et matériaux depuis son laboratoire pédagogique à l'Université de Biskra.

Je remercie ma collègue, **Dr. Ziad Sabrina**, pour ses efforts dans la réalisation des analyses spécifiques des eaux au sein de la Société Algérienne des Eaux.

Un grand merci au **CRAPC** à Biskra (Hadjeb), et particulièrement à

**M. Samir Hameurlaine** pour les facilités qu'il nous a offertes pour la caractérisation des matériaux.

Je remercie tous les enseignants du Département de Chimie Industrielle, ainsi que tous mes collègues du laboratoire **LARGYDE** pour leur soutien et leur contribution.

Enfin, je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mon mari, ma famille et à mes amis pour leurs prières et encouragements constants, qui ont joué un rôle essentiel dans la réalisation de ce travail.

**Mebarka KADDOURI**

# **Dédicace**

*À ma chère famille*

*À ma fille bien-aimée « Rosa », amour et soutien continu.  
À ma mère bien-aimée, mon soutien dans cette vie, sans elle  
je ne serais pas arrivé là où je suis aujourd'hui.  
À mon cher père qui m'a toujours encouragé et qui a été là  
pour moi à chaque étape de ma vie.  
À mes chers frères qui ont toujours été pour moi une source  
de fierté et un soutien inestimable.  
À mon mari qui a partagé cette période difficile avec moi.  
À ma "tante", la mère qui ne m'a jamais donné naissance, et  
la lumière de mes yeux, qui était toujours à mes côtés et m'a  
soutenue de tout son amour.  
À mon professeur superviseur, envers qui je ne peux pas  
décrire à quel point je suis reconnaissant. Sa patience, son  
soutien dans les circonstances difficiles et ses conseils avisés  
ont été essentiels à ma réussite, et je ne peux que la  
remercier pour le grand soutien académique qu'elle m'a  
apporté tout au long de mes années d'études.  
À tous ceux qui ont cru en moi et m'ont soutenu dans ce  
travail, ainsi qu'à mes amis et collègues qui ont toujours été  
là pour moi dans les moments de joie et de difficulté.  
Et enfin, à moi-même, qui me suis toujours battu et efforcé  
d'être le meilleur.  
Pour tous ceux qui aspirent au succès, notre volonté est le  
chemin vers la réalisation de nos rêves.*

**KADDOURI MEBARKA**

# SOMMAIRE

Remerciements

Dédicaces

Sommaire

Liste des abréviations

Liste des figures et les tableaux

Résumé

Introduction générale

## Partie I. synthèse bibliographique

### Chapitre I : Pollution de l'eau au cuivre : caractéristiques, risques et normes

|          |                                                                                                          |    |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>1</b> | <b>Introduction</b> .....                                                                                | 6  |
| <b>2</b> | <b>Pollution de l'eau</b> .....                                                                          | 6  |
| 2.1      | Définition de l'eau polluée.....                                                                         | 6  |
| 2.2      | Sources d'eau polluées... ..                                                                             | 6  |
| 2.3      | Impact environnemental de l'eau polluée.....                                                             | 7  |
| <b>3</b> | <b>Les métaux lourds</b> .....                                                                           | 8  |
| 3.1      | Classification des métaux lourds.....                                                                    | 8  |
| 3.2      | Effets de la toxicité des métaux lourds.....                                                             | 9  |
| <b>4</b> | <b>Le cuivre</b> .....                                                                                   | 9  |
| 4.1      | Présentation générale....                                                                                | 9  |
| 4.2      | Détails physico-chimiques du cuivre.....                                                                 | 10 |
| 4.3      | Les sources de cuivre....                                                                                | 12 |
| 4.4      | Sources de pollution de l'eau par le cuivre.....                                                         | 12 |
| 4.5      | Les dangers du cuivre et ses effets sur la santé humaine.....                                            | 12 |
| 4.6      | Réglementations et normes concernant le cuivre présent dans l'eau potable et les rejets industriels..... | 14 |
| <b>5</b> | <b>Conclusion</b> .....                                                                                  | 14 |

### Chapitre II : Théorie de l'adsorption et généralités sur le charbon actif

|          |                                                                     |    |
|----------|---------------------------------------------------------------------|----|
| <b>1</b> | <b>Introduction</b> .....                                           | 15 |
| <b>2</b> | <b>Définition et description générale sur l'adsorption</b> .....    | 15 |
| 2.1      | Types de l'adsorption .....                                         | 16 |
| 2.2      | Les étapes d'adsorption .....                                       | 18 |
| 2.3      | Les principales variables affectant le phénomène d'adsorption ..... | 19 |
| 2.4      | La cinétique d'adsorption.....                                      | 19 |
| <b>3</b> | <b>Les modèles cinétique d'adsorption</b> .....                     | 20 |

|          |                                                                           |           |
|----------|---------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.1      | Modèle pseudo-premier-ordre.....                                          | 20        |
| 3.2      | Modèle pseudo-deuxième-ordre.....                                         | 20        |
| 3.3      | Modèle Elovich .....                                                      | 21        |
| 3.4      | Modèle de Modèle Weber-Morris.....                                        | 21        |
| <b>4</b> | <b>Isothermes d'adsorption.....</b>                                       | <b>22</b> |
| 4.1      | Classification des isothermes d'adsorption.....                           | 22        |
| 4.1.1    | Classification de Giles.....                                              | 23        |
| 4.1.2    | Classification de Brunauer, Emmett et Teller.....                         | 24        |
| 4.2      | Modèles isothermes d'adsorption.....                                      | 26        |
| 4.2.1    | Isotherme de Langmuir .....                                               | 26        |
| 4.2.2    | Isotherme de Freundlich .....                                             | 27        |
| 4.2.3    | Isotherme de Redlich-Peterson .....                                       | 27        |
| 4.2.4    | Analyse Statistique .....                                                 | 28        |
| <b>5</b> | <b>Thermodynamique d'adsorption.....</b>                                  | <b>28</b> |
| <b>6</b> | <b>Présentation générale des charbons Activés.....</b>                    | <b>29</b> |
| 6.1      | Les sources de préparation du charbon actif.....                          | 30        |
| 6.2      | Méthode de préparation du charbon actif.....                              | 30        |
| 6.3      | Utiliser résidus de biomasse de palmiers dattiers comme charbon actif.... | 31        |
| <b>7</b> | <b>Conclusion .....</b>                                                   | <b>33</b> |

## **Partie II. Partie Expérimentale**

### **Chapitre I : Matériels et méthodes**

|          |                                                                                          |           |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introduction .....</b>                                                                | <b>34</b> |
| <b>2</b> | <b>Les matières premières utilisées .....</b>                                            | <b>34</b> |
| <b>3</b> | <b>Procédure de fabrication du charbon actif par activation chimique. ....</b>           | <b>35</b> |
| 3.1      | Préparation .....                                                                        | 35        |
| 3.2      | Imprégnation des matières premières avec des agents d'activation chimiques.....          | 36        |
| 3.3      | La pyrolyse .....                                                                        | 37        |
| 3.4      | Nettoyage et séchage .....                                                               | 37        |
| 3.5      | Broyage et d'emballage .....                                                             | 37        |
| <b>4</b> | <b>Description d'adsorption sur charbon actif pour solution synthétiques .....</b>       | <b>38</b> |
| 4.1      | Préparations de solutions de cuivre.....                                                 | 38        |
| 4.2      | Essais d'adsorption afin de sélectionner le charbon actif optimal ...                    | 38        |
| 4.3      | Impact des paramètres opérationnels sur le processus d'adsorption d'ions de cuivre ..... | 39        |
| 4.4      | Impact de la durée du contact.....                                                       | 39        |
| 4.5      | Impact du pH .....                                                                       | 40        |
| 4.6      | Impact de la dose de l'adsorbant.....                                                    | 40        |

|          |                                                                |           |
|----------|----------------------------------------------------------------|-----------|
| 4.7      | L'impact de la concentration initiale en ion métallique.....   | 41        |
| 4.8      | L'impact de la température.....                                | 41        |
| <b>5</b> | <b>Caractérisation du charbon actif.....</b>                   | <b>41</b> |
| 5.1      | Teneur en humidité.....                                        | 41        |
| 5.2      | La teneur de cendre .....                                      | 42        |
| 5.3      | Indice d'iode .....                                            | 42        |
| 5.4      | Thermogravimétrie (ou analyse thermogravimétrique, ATG).....   | 43        |
| 5.5      | Diffraction des rayons X (DRX).....                            | 43        |
| 5.6      | Microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDX).....        | 44        |
| 5.7      | Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) ..... | 45        |
| 5.8      | Mesure de la surface spécifique.....                           | 46        |
| 5.9      | pH de point de charge nulle (pHpzc).....                       | 47        |
| 5.10     | Potentiel zêta .....                                           | 48        |
| <b>6</b> | <b>Conclusion .....</b>                                        | <b>48</b> |

## **Chapitre II : Caractérisation du charbon actif optimal**

|          |                                                                      |           |
|----------|----------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introduction.....</b>                                             | <b>49</b> |
| <b>2</b> | <b>le charbon actif optimal.....</b>                                 | <b>49</b> |
| <b>3</b> | <b>Les caractéristiques physico- chimiques.....</b>                  | <b>53</b> |
| 3.1      | Analyse thermique (ATG/DSC) .....                                    | 54        |
| 3.2      | Spectroscopie Infrarouge (FT-IR) .....                               | 55        |
| 3.3      | Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDS) ..... | 57        |
| 3.4      | Analyse par spectre DRX.....                                         | 59        |
| 3.5      | Surface spécifique (Surface BET).....                                | 60        |
| 3.6      | Point de charge nulle (PZC) des adsorbants préparés.....             | 63        |
| 3.7      | Potentiel zêta des adsorbants.....                                   | 64        |
| <b>4</b> | <b>Conclusion .....</b>                                              | <b>65</b> |

## **Chapitre III : Etude de l'efficacité de l'adsorption des ions Cu<sup>2+</sup>**

|          |                                                                        |           |
|----------|------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introduction .....</b>                                              | <b>66</b> |
| <b>2</b> | <b>Etude d'adsorption dans des solutions synthétiques .....</b>        | <b>66</b> |
| 2.1      | Etude l'effet de la durée du contact et la cinétique d'adsorption..... | 66        |
| 2.2      | Effet de la concentration initiale de Cu <sup>2+</sup> .....           | 71        |
| 2.3      | Etude de l'isotherme d'adsorption de Cu <sup>2+</sup> .....            | 72        |
| 2.4      | Effet du dosage ADPLK et ADPLN.....                                    | 77        |
| 2.5      | Effet de pH initiale.....                                              | 78        |

|          |                                                                                               |           |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>3</b> | <b>Etude thermodynamique et l'Effet de la température sur l'adsorption de Cu<sup>2+</sup></b> | <b>89</b> |
| <b>4</b> | <b>Régénération et réutilisation</b>                                                          | <b>83</b> |
| <b>5</b> | <b>Caractérisation des charbons actifs après l'adsorption de Cu<sup>2+</sup></b>              | <b>84</b> |
| 5.1      | La Spectroscopie Infrarouge (FT-IR) après l'adsorption                                        | 84        |
| 5.2      | Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDS)                                | 85        |
| 5.3      | Analyse par spectre DRX après l'adsorption                                                    | 87        |
| <b>6</b> | <b>Mécanisme d'adsorption</b>                                                                 | <b>88</b> |
| <b>7</b> | <b>Application du procédé sur les eaux usées industrielles en Algérie</b>                     | <b>91</b> |
| 7.1      | Présentation les sources des eaux du rejet industriel                                         | 92        |
| 7.2      | Les résultats d'Adsorption d'ADPLK pour le traitement des eaux usées industrielles            | 94        |
| <b>8</b> | <b>Conclusion</b>                                                                             | <b>97</b> |
|          | <b>Conclusion générale</b>                                                                    |           |
|          | <b>Références</b>                                                                             |           |
|          | <b>Travaux réalisés dans le cadre de la thèse</b>                                             |           |

| Code                        | Signifiant                                                                                                    |
|-----------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Cu :</b>                 | Cuivre                                                                                                        |
| <b>ADPLK :</b>              | Charbons actifs des feuilles du palmier par l'hydroxyde de potassium                                          |
| <b>ADPLN :</b>              | Charbons actifs des feuilles du palmier par l'hydroxyde de sodium                                             |
| <b>FTIR :</b>               | Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier                                                             |
| <b>DRX :</b>                | Diffraction des rayons X                                                                                      |
| <b>MEB :</b>                | Microscopie électronique à balayage                                                                           |
| <b>EDS :</b>                | Spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie                                                              |
| <b>BET :</b>                | Brunauer-Emmett-Teller                                                                                        |
| <b>pH<sub>PZC</sub> :</b>   | pH au point zero charge de l'adsorbant                                                                        |
| <b>JORA :</b>               | Journal Officiel de la République Algérienne                                                                  |
| <b>OMS :</b>                | Organisation Mondiale de la Santé.                                                                            |
| <b>PFO :</b>                | Modèle du Pseudo-premier –ordre (Pseudo-first-order)                                                          |
| <b>PSO :</b>                | Modèle du Pseudo-Second-Ordre (Pseudo-second-order)                                                           |
| <b>qt :</b>                 | Capacité d'adsorption obtenue à l'instant t d'expérience (mg/g)                                               |
| <b>Ce :</b>                 | Concentration des ions métalliques du cuivre dans la solution traitée à l'équilibre (mg/L)                    |
| <b>qe :</b>                 | Capacité d'adsorption obtenue à l'équilibre Capacité d'adsorption obtenue du modèle cinétique appliqué (mg/g) |
| <b>q<sub>e, cal</sub> :</b> | Capacité d'adsorption à l'équilibre déterminée à partir d'expérience (mg/g)                                   |
| <b>q<sub>e, exp</sub> :</b> | Capacité d'adsorption à l'équilibre déterminée à partir d'expérience (mg/g)                                   |
| <b>q<sub>e, 1</sub> :</b>   | Capacité d'adsorption du modèle du pseudo-premier ordre obtenue à l'équilibre (mg/g)                          |
| <b>q<sub>e, 2</sub> :</b>   | Capacité d'adsorption du modèle du pseudo-second ordre obtenue à l'équilibre (mg/g)                           |

## Tableau d'abréviations et acronymes

|                                      |                                                                                                                      |
|--------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b><math>K_F</math></b> :            | Constante de l'isotherme de Freundlich ((mg/g)/(mg/L) <sup>1/n</sup> )                                               |
| <b><math>q_s</math></b>              | Capacité d'adsorption du modèle d'Avrami obtenue à l'équilibre (mg/g)                                                |
| <b><math>\chi^2</math></b> :         | Chi-carrée                                                                                                           |
| <b><math>R^2</math></b> :            | Coefficient de corrélation                                                                                           |
| <b>T</b> :                           | Température                                                                                                          |
| <b><math>\Delta G^\circ</math></b> : | Variation de l'énergie de Gibbs (J/mol)                                                                              |
| <b><math>\Delta H^\circ</math></b> : | Variation de l'Enthalpie (KJ/mol)                                                                                    |
| <b><math>\Delta S^\circ</math></b> : | Variation de l'entropie (J/Kmol)                                                                                     |
| <b>LARHYDE</b> :                     | Laboratoire de Recherche en Génie civil, Hydraulique, Développement<br>Durable et Environnement                      |
| <b>CRSTRA</b> :                      | Laboratoire de sol et traitement des eaux de Centre de Recherche Scientifique<br>et Technique sur les Régions Arides |

| Liste des figures                                                                                                                   | N°        |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Partie I : Chapitre I</b>                                                                                                        |           |
| <b>Figure I. 1:</b> Les sources de pollution de l'eau.                                                                              | <b>7</b>  |
| <b>Figure I.2:</b> Diagramme <b>Pourbaix</b> du système Cu-H <sub>2</sub> O .                                                       | <b>10</b> |
| <b>Figure I.3:</b> Les principaux symptômes d'une intoxication au cuivre.                                                           | <b>13</b> |
| <b>Partie I : Chapitre II</b>                                                                                                       |           |
| <b>Figure II.1:</b> Représentative de l'adsorption physique et chimique. (Idée du schéma a été extraite) .                          | <b>17</b> |
| <b>Figure II.2:</b> Illustration des différentes étapes de transfert de l'adsorbat vers l'adsorbant. (Idée du schéma a été extraite | <b>18</b> |
| <b>Figure II.3:</b> Classification des isothermes d'adsorption selon Giles et al.                                                   | <b>23</b> |
| <b>Figure II.4.</b> Classification des isothermes d'adsorption selon <b>Brunauer</b> .                                              | <b>25</b> |
| <b>Partie II : Chapitre I</b>                                                                                                       |           |
| <b>Figure I.1</b> Localisation des matières premières obtenues.                                                                     | <b>35</b> |
| <b>Figure I.2:</b> Étape de préparation de la biomasse                                                                              | <b>36</b> |
| <b>Figure I.3</b> Schéma du processus de préparation du charbon actif par activation chimique à partir de feuilles de palmier.      | <b>37</b> |

|                                                                                                                                                                                                                                                          |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figure I. 4 : a)</b> Spectrophotomètre (HACH DR-6000) ; <b>b)</b> La courbes d'étalonnages obtenus lors de la détermination de la concentration des ions cuivre ; <b>c)</b> Balayage spectral pour déterminer la longueur d'onde ( $\lambda_{\max}$ ) | <b>39</b> |
| <b>Figure I.5:</b> Appareil Mettler Toledo TGA/DSC 3+ utilisé                                                                                                                                                                                            | <b>43</b> |
| <b>Figure I.6 :</b> Appareil de diffraction des rayons X (DRX) utilisé, CRAPC-Biskra.                                                                                                                                                                    | <b>44</b> |
| <b>Figure I.7 :</b> Appareillage MEB-EDX utilisé, CRAPC-Biskra.                                                                                                                                                                                          | <b>45</b> |
| <b>Figure I.8 :</b> Le Spectromètre infrarouge AGILENT Cary 630 utilisé, CRAPC-Biskra.                                                                                                                                                                   | <b>46</b> |
| <b>Figure I.9:</b> Schéma d'adsorption de gaz à la surface du matériau solide                                                                                                                                                                            | <b>46</b> |
| <b>Partie II : Chapitre II</b>                                                                                                                                                                                                                           |           |
| <b>Figure II.1:</b> Efficacité d'élimination sous l'influence de facteurs, <b>a)</b> L'effet du volume d'imprégnation, <b>b)</b> L'effet de la durée du contact, <b>c)</b> L'effet de la concentration d'agents                                          | <b>50</b> |
| <b>Figure II.2:</b> Analyse thermique des charbons. <b>(a):</b> Analyse thermogravimétrie (TG); <b>(b):</b> Analyse thermogravimétrie différentielle (DSC).                                                                                              | <b>55</b> |
| <b>Figure II. 3 :</b> Analyse des spectres FTIR des adsorbants avant l'adsorption.                                                                                                                                                                       | <b>56</b> |
| <b>Figure II. 4 :</b> Image MEB obtenues pour d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.                                                                                                                                                                       | <b>57</b> |
| <b>Figure II. 5 :</b> Diagrammes DRX d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.                                                                                                                                                                                | <b>60</b> |
| <b>Figure II. 6. :</b> <b>(a)</b> Distribution de la taille des pores ; et <b>(b)</b> Isotherme adsorption-désorption de N <sub>2</sub> de ADPLK.                                                                                                        | <b>62</b> |

|                                                                                                                                                                                                                                             |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figure II. 7 : (a)</b> Distribution de la taille des pores ; et <b>(b)</b> Isotherme adsorption-désorption de N <sub>2</sub> de ADPLN.                                                                                                   | <b>62</b> |
| <b>Figure II. 8 :</b> pH point zéro charge ( <b>pH<sub>pzc</sub></b> ) des adsorbants prepares.                                                                                                                                             | <b>64</b> |
| <b>Figure II. 9 :</b> Potentiel zêta des adsorbants préparés                                                                                                                                                                                | <b>65</b> |
| <b>Partie II : Chapitre III</b>                                                                                                                                                                                                             |           |
| <b>Figure III.1:</b> Effet de la durée de contact et les modèles cinétiques d'adsorption ( <b>PPO, PSO et Elovich</b> ) pour l'adsorption du <b>Cu<sup>2+</sup></b> sur ADPLK et ADPLN (C <sub>0</sub> = 200) mg/L, m = 0.1 g/L, pH = 5.3). | <b>67</b> |
| <b>Figure III.2:</b> Modèle de diffusion intra-particulaire pour l'adsorption du <b>Cu<sup>2+</sup></b> sur ADPLK et ADPLN (C <sub>0</sub> = 200) mg/L, m = 0.1 g/L, pH = 5.3).                                                             | <b>67</b> |
| <b>Figure III. 3:</b> Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des ions Cu <sup>2+</sup> (C <sub>0</sub> = 200-1000 mg/L, m = 0.1 g/L, pH = 5.3).                                                                                | <b>72</b> |
| <b>Figure III.4:</b> Les modèles isothermes de l'adsorption du Cu <sup>2+</sup> sur ADPLK et ADPLN.                                                                                                                                         | <b>74</b> |
| <b>Figure III. 5:</b> Effet du dosage des adsorbants préparés (g) sur l'efficacité d'élimination des ions Cu <sup>2+</sup> . (m = 0.02 – 0.1 g, pH = 5.3)                                                                                   | <b>77</b> |
| <b>Figure III. 6:</b> Effet de pH initiale de la solution sur l'adsorption de Cu <sup>2+</sup> .                                                                                                                                            | <b>79</b> |
| <b>Figure III. 7:</b> Effet de la température sur l'efficacité d'élimination de Cu <sup>2+</sup>                                                                                                                                            | <b>80</b> |
| <b>Figure III. 8:</b> Courbe de Van't Hoff (ln (K <sub>d</sub> ) en fonction de (1/T) pour l'adsorption des ions Cu <sup>2+</sup> .                                                                                                         | <b>83</b> |
| <b>Figure III.9:</b> Régénération et réutilisation des ADPLK et ADPLN.                                                                                                                                                                      | <b>84</b> |

|                                                                                                                    |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figure III.10:</b> Comparaisons entre Analyse des spectres FTIR des adsorbants avant et après adsorption        | <b>85</b> |
| <b>Figure III.11:</b> Image MEB obtenue pour d'ADPLK et d'ADPLN après adsorption                                   | <b>86</b> |
| <b>Figure III.12:</b> Spectres de diffraction des rayons X (DRX) du ADPLK et d'ADPLN après adsorption              | <b>88</b> |
| <b>Figure III.13:</b> Mécanismes possibles d'adsorption d'élimination des ions $\text{Cu}^{2+}$ par ADPLK et ADPLN | <b>91</b> |
| <b>Figure III.14:</b> Localisation et exemple de production du complexe sidérurgique d'El Hadjar à Annaba          | <b>93</b> |
| <b>Figure III.15:</b> Localisation et exemple de production de l'usine ENICAB à Biskra.                            | <b>94</b> |

|                                                                                                               |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Liste des tableaux</b>                                                                                     | <b>N°</b> |
| <b>Partie I : Chapitre I</b>                                                                                  |           |
| <b>Tableau I.1:</b> Classement des métaux en fonction de l'acidité de Lewis.                                  | <b>9</b>  |
| <b>Partie I : Chapitre II</b>                                                                                 |           |
| <b>Tableau II.1:</b> Différences entre la physisorption et la chimisorption                                   | <b>17</b> |
| <b>Partie II : Chapitre II</b>                                                                                |           |
| <b>Tableau II. 1 :</b> L'effet du volume d'imprégnation sur l'adsorption du $\text{Cu}^{2+}$ .                | <b>50</b> |
| <b>Tableau II. 2:</b> L'effet de la durée du contact sur l'adsorption du $\text{Cu}^{2+}$ .                   | <b>50</b> |
| <b>Tableau II. 3:</b> L'effet de la concentration d'agents stimulants sur l'adsorption du $\text{Cu}^{2+}$ .  | <b>51</b> |
| <b>Tableau II. 4 :</b> Les adsorbants sont activés par des agents activateurs basiques tels que (KOH ; NaOH). | <b>53</b> |
| <b>Tableau II. 5:</b> Caractérisations physicochimiques des charbons actifs.                                  | <b>53</b> |
| <b>Tableau II.6:</b> Analyse EDX d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.                                         | <b>58</b> |

|                                                                                                                                                                                                              |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Tableau II.7:</b> Caractéristiques des pores de ADPLK et ADPLN obtenues sur la base de l'isotherme d'adsorption de N <sub>2</sub> à 30°C.                                                                 | <b>61</b> |
| <b>Partie II : Chapitre III</b>                                                                                                                                                                              |           |
| <b>Tableau III.1:</b> Les valeurs des paramètres des modèles cinétiques d'adsorption.                                                                                                                        | <b>71</b> |
| <b>Tableau III.2:</b> Paramètres d'isotherme d'adsorption du Cu <sup>2+</sup> sur ADPLK et ADPLN.                                                                                                            | <b>77</b> |
| <b>Tableau III.3:</b> Comparativité entre les capacités d'adsorption maximale (Q <sub>max</sub> ) de Cu <sup>2+</sup> du modèle de Langmuir pour le charbon actif et celles mentionnées dans la littérature. | <b>78</b> |
| <b>Tableau III.4:</b> Paramètres de a thermodynamique de l'adsorption des Cu <sup>2+</sup> .                                                                                                                 | <b>82</b> |
| <b>Tableau III.5:</b> Comparaison des paramètres thermodynamiques de l'adsorption du Cu <sup>2+</sup> sur divers adsorbents issus des déchets agricoles.                                                     | <b>82</b> |
| <b>Tableau III.6:</b> Analyse EDX d'ADPLK et d'ADPLN après adsorption.                                                                                                                                       | <b>86</b> |
| <b>Tableau III.7:</b> Comparaison des concentrations des polluants dans les eaux usées de l'usine sidérurgique d'Annaba                                                                                      | <b>95</b> |
| <b>Tableau III.8:</b> Paramètres physiques et chimiques caractéristiques des eaux usées industrielles ENICAB avant et après adsorption                                                                       | <b>97</b> |

## Résumé

Cette thèse vise à utiliser les déchets cellulosiques comme solution durable et économique dans le traitement des eaux. A partir des feuilles du palmier dattier de la région de Biskra, plusieurs charbons actifs ont été préparés par activation chimique. Les matériaux préparés en fonction de leur efficacité d'adsorption : ADPLN par activation à l'hydroxyde de sodium et ADPLK par activation à l'hydroxyde potassium. Les adsorbants préparés ont été caractérisés par plusieurs techniques d'analyse. Ils ont montré une structure moyennement poreuse et divers groupes fonctionnels riches en oxygène. Les résultats d'adsorption ont montré que l'efficacité d'élimination de l'ADPLK était de 97% et celle de l'ADPLN était supérieure à 93% à un temps d'équilibre de 15 et 45 min, respectivement. La meilleure description de la cinétique d'adsorption est le modèle pseudo-premier ordre pour les adsorbants. L'équation de thermodynamique à long terme convient à l'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$  par ADPLK. Redlich-Peterson est plus adapté à l'ADPLN. La capacité d'adsorption maximale des ions cuivre selon Langmuir était la suivante : ( $q_{\text{max}}=293,32 \text{ mg/g}$ ) pour ADPLK ; ( $q_{\text{max}}=170,71 \text{ mg/g}$ ) pour ADPLN. L'étude thermodynamique des deux matériaux a confirmé que la réaction est spontanée, exothermique et ordonnée et implique une interaction à la fois chimique et physique. Régénération d'ADPLK et d'ADPLN saturés en ions cuivre dans le processus d'adsorption et de désorption Environ 51 % et 39 % d'ADPLK et d'ADPLN, respectivement, ont pu être récupérés après 3 cycles.

Etude appliquée sur les déchets liquides industriels issus de l'ENICAB à Biskra et SNS à Annaba, Algérie. L'utilisation de l'ADPLK a montré une efficacité remarquable dans l'élimination du cuivre et du fer, atteignant des rendements respectifs de 96 % et 80 %, et s'est avérée efficace pour améliorer la qualité de l'eau. Par conséquent, le charbon actif dérivé des déchets agricoles est considéré comme une alternative écologique et rentable pour le traitement des métaux lourds dans le traitement des eaux usées industrielles.

**Mots clés :** Déchets cellulosiques, traitement des eaux, eaux usées industrielles, adsorption, Les feuilles du palmier dattier.

## ملخص

تهدف هذه الأطروحة الى استخدام المخلفات السلولوزية كحل مستدام واقتصادي في معالجة المياه. بالاعتماد على اوراق نخيل التمر لمنطقة بسكرة تم تحضير عدة فحوم نشطة من خلال التنشيط الكيميائي. المواد المحضرة بناء على فعاليتها في الامتزاز: ADPLN من خلال تنشيطها بهيدروكسيد الصوديوم وADPLK من خلال تنشيطها بالهيدروكسيد البوتاسيوم.

تميزت المواد الممتازة المحضرة بعدة تقنيات تحليل حيث اظهرت بنية مسامية متوسطة. ومجموعات وظيفية متنوعة وغنية بالأكسجين. اظهرت نتائج الامتزاز ان كفاءة الازالة ل ADPLK بلغت 97 %، وADPLN فاقت 93% في وقت توازن 15 و45 دقيقة على التوالي.

اظهر أفضل وصف لحركية الامتزاز نموذج الدرجة الأولى الزائف للممتزبين. أشار تطبيق متناسب الحرارة Langmuir انه مناسباً لامتناس Cu<sup>2+</sup> بواسطة ADPLK وRedlich-Peterson أكثر ملائمة ل ADPLN.

كان الحد الأقصى لقدرات الامتناس ايونات النحاس حسب لنغميير كالتالي: (ADPLK = 293.32 mg/g) (ADPLN = 170.71 mg/g) اكدت الدراسة الدينامكية الحرارية للمادتين المازتبيين هو عبارة عن التفاعل تلقائي، طارد للحرارة ومنظما وينطوي تحت تفاعل كيميائي وفيزيائي.

تجديد ADPLK وADPLN المشبع بالأيونات النحاس في عملية الامتناز والامتناس يمكن استعادة حوالي 51% و39% لـ ADPLK وADPLN على التوالي بعد 3 دورات.

اظهرت الدراسة التطبيقية على النفايات الصناعية السائلة المستمدة من ENICAB في بسكرة وSNS في عنابة الجزائر. باستخدام (ADPLK) عن فعالية ملحوظة في إزالة النحاس والحديد، حيث حقق كفاءة بنسبة 96 % و80 % على التوالي وكانت له فعالية في تحسين جودة المياه. وبالتالي، الكربون النشط المشتق من النفايات الزراعية يعتبر كبديل صديق للبيئة وفعال من حيث التكلفة لمعالجة المعادن الثقيلة في معالجة مياه الصرف الصناعي.

الكلمات المفتاحية: المخلفات السللوزية، معالجة المياه، مياه الصرف الصناعي، الامتناز، اوراق نخيل التمر

## Abstract

This thesis aims to use cellulosique waste as a sustainable and economical solution for water treatment. Based on date palm leaves from the Biskra region, several activated carbons were prepared through chemical activation. The materials prepared based on their adsorption efficiency were: ADPLN activated with sodium hydroxide and ADPLK activated with potassium hydroxide. The prepared adsorbents were characterized by several analytical techniques, exhibiting a mesoporous structure and diverse, oxygen-rich functional groups. Adsorption results showed that the removal efficiency of ADPLK reached 97% and ADPLN exceeded 93% at equilibrium times of 15 and 45 minutes, respectively. The best description of the adsorption kinetics was the pseudo-first-order model for the two adsorbents.

The Longmore model was applied to the adsorption of  $\text{Cu}^{2+}$  by ADPLK. The Redlich-Peterson model was more suitable for ADPLN. The maximum adsorption capacities of copper ions according to Langmuir were as follows: (ADPLK  $q_{\text{max}} = 293.32 \text{ mg/g}$ ); (ADPLN  $q_{\text{max}} = 170.71 \text{ mg/g}$ ). The thermodynamic study of the two adsorbents confirmed that the reaction was spontaneous, exothermic, and orderly, involving both chemical and physical interactions. Regeneration of ADPLK and ADPLN saturated with copper ions in the adsorption and desorption process resulted in approximately 51% and 39% recovery of ADPLK and ADPLN, respectively, after three cycles.

An applied study on industrial wastewater from ENICAB in Biskra and SNS Annaba, Algeria, using ADPLK demonstrated remarkable efficiency in removing copper and iron, achieving efficiencies of 96% and 80%, respectively, and was effective in improving water quality. Therefore, activated carbon derived from agricultural waste is considered an environmentally friendly and cost-effective alternative for treating heavy metals in industrial wastewater treatment.

**Key words :** Cellulosic waste, water treatment, industrial wastewater, adsorption, date palm leaves

# **Introduction générale**

## Introduction générale

L'eau est une ressource essentielle pour l'homme, les animaux, les plantes et les micro-organismes, que ce soit sur terre ou dans les milieux aquatiques. Elle est au cœur de la plupart des processus vitaux de la biosphère. Cependant, le rejet des eaux usées sans traitement ou avec un traitement insuffisant entraîne des conséquences graves, provoquant la pollution et la dégradation des écosystèmes, affectant ainsi les rivières, les mers, les nappes phréatiques et les lacs.([Edo et al., 2024](#); [Jabar et al., 2021](#)).

L'industrialisation et les activités humaines, un facteur majeur de la mondialisation, contribuent de manière significative à la pollution de l'environnement et de l'eau en libérant une variété de polluants nocifs.([Du et al., 2024](#); [Piwowarska, Kiedrzyńska, & Jaszczyszyn, 2024](#); [Singh, 2024](#)) .

Ces polluants peuvent être classés en :

- Polluants émergents : étroitement liés aux procédés industriels, aux principes actifs pharmaceutiques, aux cosmétiques, aux pesticides et aux produits chimiques([Hait, Kashyap, & Bhardwaj, 2024](#)).
- Polluants organiques : L'industrie de production de colorants est un contributeur majeur, représentant plus de 60 % des polluants toxiques dans certaines régions ([Huang et al., 2023](#)).
- Métaux lourds : Les procédés industriels contribuent à la pollution de l'eau en libérant des composés toxiques ou non dégradables tels que les métaux lourds.

La libération de grandes quantités de métaux lourds dans l'environnement (mercure, plomb, cadmium, arsenic, nickel, chrome, cuivre, zinc et sélénium) est due au rejet des eaux usées industrielles, c'est ce qu'on appelle la pollution industrielle. Il s'agit de l'un des défis environnementaux les plus urgents des temps modernes([Breida, Younssi, Ouammou, Bouhria, & Hafsi, 2019](#); [Zinicovscaia, 2016](#)). Ces polluants peuvent atteindre les ressources en eau par le biais de diverses émissions industrielles, affectant les eaux de surface et souterraines ([Literathy, 1996](#)). Ce qui constitue une menace directe pour la santé humaine et l'équilibre environnemental.

Le cuivre (Cu) est l'un des métaux lourds les plus courants dans les eaux polluées en raison de son utilisation intensive dans les industries de la métallurgie, de l'exploitation minière, de

l'électronique et de la galvanoplastie. Lorsque les eaux usées industrielles riches en cuivre sont rejetées sans traitement approprié, elles peuvent s'accumuler dans le sol et les plans d'eau, provoquant des effets toxiques sur les organismes vivants et entraînant des perturbations environnementales majeures(Ejaz et al., 2025) .

Des études récentes indiquent que la contamination du sol et de l'eau par le cuivre peut entraîner une perturbation des fonctions enzymatiques vitales des organismes vivants et des effets toxiques chroniques sur l'homme en cas d'exposition à long terme (Majumdar, Avishek, & Finger, 2025) . De plus, le cuivre présent dans l'environnement peut provoquer des perturbations dans les chaînes alimentaires lorsqu'il passe du sol aux plantes et de là à d'autres organismes, augmentant ainsi les risques pour la santé (Eslamizad & Alehashem, 2025). De plus, le cuivre est un métal hautement toxique même à de faibles concentrations, ce qui nécessite un traitement des eaux contaminées avant leur rejet dans l'environnement. Selon les organismes internationaux, la limite maximale autorisée pour les ions cuivre dans les déchets industriels est de 1,3 mg/L, tandis que l'Organisation mondiale de la santé recommande que la concentration d'ions cuivre dans l'eau potable ne dépasse pas 2 mg/L.(Al-Saydeh, El-Naas, & Zaidi, 2017).

Le traitement des eaux usées industrielles est essentiel pour réduire la pollution et protéger l'environnement. Au cours des dernières années, les technologies de traitement de l'eau ont considérablement évolué, combinant des méthodes traditionnelles avec des technologies modernes innovantes pour obtenir des résultats plus efficaces et durables. Certaines de ces méthodes comprennent : la filtration membranaire(Abdullah, Yusof, Lau, Jaafar, & Ismail, 2019; Su, Lin, Hou, & Den, 2014), la photocatalyse(Kanakaraju, Ravichandar, & Lim, 2017; Reddy et al., 2016), l'échange d'ions(Vidu et al., 2020), l'osmose inverse(Lumami Kapepula et al., 2022), Coagulation-floculation(Qasem, Mohammed, & Lawal, 2021),et électrocoagulation/électro flottation(Merzouk, Gourich, Sekki, Madani, & Chibane, 2009).

Cependant, ces technologies sont souvent limitées par des coûts d'exploitation élevés, une forte consommation d'énergie et une efficacité réduite à de faibles concentrations de métaux. En revanche, le procédé d'adsorption s'est imposé comme une alternative prometteuse grâce à sa simplicité, son efficacité économique et sa capacité à traiter une large gamme de polluants (Qasem et al., 2021). Parmi les matériaux adsorbants, le charbon actif se distingue particulièrement par sa grande surface spécifique, sa porosité élevée et sa stabilité chimique, en faisant ainsi un choix privilégié pour l'élimination des ions cuivre (Mebarka, Aidi, Rehali, Djeddar, & Othmane, 2024) .

Ces dernières années, l'adsorption est devenue une solution efficace, à faible coût **et** à faible consommation d'énergie pour le traitement des eaux polluées par les métaux lourds. Ce procédé repose sur le transfert des polluants de la phase liquide à la surface de la matière adsorbante à travers des interactions physiques et/ou chimiques.

Parmi les matériaux adsorbants les plus efficaces, le charbon actif dérivé des déchets agricoles se distingue comme une option clé pour la purification de l'eau et le traitement des polluants. Le charbon actif possède une grande surface spécifique, une porosité élevée et des caractéristiques physico-chimiques uniques. Il est produit à partir de sources agricoles renouvelables telles que les coquilles de noix de coco, la paille de riz, les noyaux d'olive, les résidus de palmier dattier, et d'autres déchets agricoles.

L'adsorption du charbon actif est une méthode simple et efficace pour traiter l'eau en raison de son coût faible, de sa disponibilité en grandes quantités et de **ses** excellentes propriétés d'adsorption, ce qui en fait une alternative économique et respectueuse de l'environnement.

Les recherches antérieures ont montré des résultats prometteurs dans l'élimination des ions cuivre à l'aide de charbon actif ou modifié provenant de solutions aqueuses) [Chen, Chen, & Lee, 2022](#); [Ghaedi et al., 2015](#); [Grishchenko, Diyuk, Konopliiska, Lisnyak, & Maryichuk, 2017](#); [Hamoudi et al., 2021](#); [Hassouna, Rehali, Athmani, Djebabra, & Bekiri, 2024](#); [Youcef, Guergazi, & Youcef, 2022](#) (Toutefois, il reste nécessaire d'améliorer les conditions de traitement des eaux usées et d'augmenter la capacité d'adsorption grâce à des modifications structurales.

Dans ce contexte, les déchets agricoles se sont révélés être une source prometteuse pour la production de charbon actif, s'inscrivant dans les principes de l'économie circulaire et de l'utilisation durable des ressources. Parmi ces déchets, les feuilles de palmier offrent un mélange unique de forte teneur en carbone, de disponibilité et de capacité de renouvellement, particulièrement dans des régions comme l'Afrique du Nord et le Moyen-Orient. De plus, les feuilles de palmier ne sont pas seulement abondantes, mais elles sont également sous-exploitées, ce qui en fait un candidat idéal pour la valorisation des déchets agricoles.

La transformation des déchets de palmier dattier en charbon actif ne résout pas seulement les défis liés à la gestion des déchets, mais offre également une alternative à faible coût et respectueuse de l'environnement au charbon actif commercial, favorisant ainsi la durabilité et réduisant les coûts environnementaux et économiques.

Dans le présent travail, l'utilisation des feuilles de palmier dattier provenant de la ville de Biskra (Algérie) a été étudiée. Cette biomasse a été traitée en présence de plusieurs agents d'activation tels (KOH, KCl, NaOH, HCl, NaCl) et trois variables spécifiques dans le but d'améliorer ses caractéristiques et de maximiser son efficacité pour l'adsorption des ions cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) dans des solutions aqueuses. Ce travail examine également les paramètres opérationnels, ainsi que les caractéristiques et l'application de ces matériaux dans le traitement des eaux usées industrielles.

Le travail est structuré en deux parties principales

Ce travail sera divisé en deux parties :

- **La première partie** est une synthèse bibliographique divisée en deux chapitres :

Le premier chapitre présente les connaissances sur les polluants étudiés avec une description détaillée de leurs propriétés et de leurs conséquences néfastes pour l'homme et l'environnement. Les réglementations et normes liées au cuivre présent dans l'eau potable et les effluents seront également présentées.

Dans le prochain chapitre, nous examinerons les éléments théoriques de l'adsorption. Le mécanisme du processus d'adsorption, les éléments affectant la capacité d'adsorption et leurs hypothèses seront décrit et étudier le taux d'adsorption et l'équilibre et identifier les adsorbants potentiels pour les déchets agricoles. Une vue d'ensemble sur le charbon actif, ses propriétés et son utilisation pour l'élimination du cuivre des solutions aqueuses est également présentée.

- **La deuxième partie** est consacrée à la présentation des essais expérimentaux et de leurs résultats, et se compose de trois chapitres :

Le premier chapitre décrit la méthodologie expérimentale, y compris les propriétés des matériaux et produits utilisés, les méthodes de dosage et le protocole suivi pour les tests d'adsorption.

Dans le deuxième chapitre, explore divers facteurs et paramètres pour déterminer les conditions optimales pour produire un charbon actif de haute efficacité. Il présente également la caractérisation des matériaux adsorbants préparés, incluant l'analyse chimique, la diffraction des rayons X (XRD), la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (ATR-FTIR),

l'analyse de surface et morphologique (MEB EDX), ainsi que la mesure du point de charge zéro.

Dans dernier chapitre présente les résultats de l'évaluation de l'efficacité du charbon actif préparé (ADPLK et ADPLN) pour l'adsorption des ions cuivre (II) dans l'eau distillée. Des modèles d'adsorption sont appliqués pour simuler les données expérimentales et étudier le mécanisme d'adsorption, ainsi que la régénération du charbon actif et ses possibilités de réutilisation. Les résultats des tests d'utilisation du charbon actif dans le traitement des eaux usées industrielles sont également présentés.

En conclusion, la conclusion générale présentera une synthèse des principaux résultats issus de la revue bibliographique et des applications expérimentales des adsorbants préparés. L'accent sera mis sur leur efficacité dans l'élimination des ions cuivre, ainsi que sur les défis et les limites pouvant influencer leur utilisation. Enfin, les perspectives d'amélioration et les axes de recherche futurs seront explorés.

### ***Liste des Références (Introduction) :***

- Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W., Jaafar, J., & Ismail, A. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of industrial and engineering chemistry*, 76, 17-38. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029>
- Al-Saydeh, S. A., El-Naas, M. H., & Zaidi, S. J. (2017). Copper removal from industrial wastewater: A comprehensive review. *Journal of industrial and engineering chemistry*, 56, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.07.026>
- Breida, M., Younssi, S. A., Ouammou, M., Bouhria, M., & Hafsi, M. (2019). Pollution of Water Sources from Agricultural and Industrial Effluents: Special Attention to NO<sup>3-</sup>, Cr (VI), and Cu (II). *Water Chemistry*, 39. <https://doi.org/10.5772/intechopen.86921>
- Chen, W.-S., Chen, Y.-C., & Lee, C.-H. (2022). Modified activated carbon for copper ion removal from aqueous solution. *Processes*, 10(1), 150. <https://doi.org/10.3390/pr10010150>
- Du, H., Hu, X., Huang, Y., Bai, Y., Fei, Y., Gao, M., & Li, Z. (2024). A review of copper-based Fenton reactions for the removal of organic pollutants from wastewater over the last decade: different reaction systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-25. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33220-1>.
- Edo, G., Itoje-akpokiniovo, L., Obasohan, P., Ikpekor, V., Samuel, P., Jikah, A., . . . Oghroro, E. (2024). Impact of environmental pollution from human activities on water, air quality and climate change. *Ecol Front*: S2950509724000571. <https://doi.org/10.1016/j.ecofro.2024.02.014>
- Ejaz, U., Khan, S. M., Shah, S. F. A., Khalid, N., Jehangir, S., Rizvi, Z. F., & Svenning, J. C. (2025). Integrative data-driven analytics for assessing ecological and human health risks of soil heavy metal contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17, 100596. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100596>
- Eslamizad, S., & Alehashem, M. (2025). Metal contaminants in rice imported to Iran: A comprehensive assessment of carcinogenic and non-carcinogenic health risks. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 87, 127568. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2024.127568>
- Ghaedi, A., Ghaedi, M., Vafaei, A., Irvani, N., Keshavarz, M., Rad, M., . . . Gupta, V. K. (2015). Adsorption of copper (II) using modified activated carbon prepared from Pomegranate wood: Optimization by bee algorithm and response surface methodology. *Journal of Molecular Liquids*, 206, 195-206. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.02.029>
- Grishchenko, L., Diyuk, V., Konoplińska, O., Lisnyak, V., & Maryichuk, R. (2017). Modeling of copper ions adsorption onto oxidative-modified activated carbons. *Adsorption Science & Technology*, 35(9-10), 884-900. <https://doi.org/10.1177/0263617417729236>
- Hait, M., Kashyap, N. K., & Bhardwaj, A. K. (2024). Emerging Pollutants from Urbanization and Industrialization in the Global South *Biomonitoring of Pollutants in the Global South* (pp. 39-87) : Springer. [https://doi.org/10.1007/978-981-97-1658-6\\_2](https://doi.org/10.1007/978-981-97-1658-6_2)
- Hamoudi, S. A., Khelifi, A., Khelifa, N., Nouri, L., Hemidouche, S., Boudjemaa, A., & Bachari, K. (2021). Removal of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> by Adsorption Based on Different Ratios of

- Powdered Activated Carbon and (Maghnia) Clay Supports*. Paper presented at the Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-43922-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-031-43922-3_4).
- Hassouna, H., Rehali, H., Athmani, K., Djebabra, S., & Bekiri, F. (2024). Efficient mathematical methods for modeling and simulating adsorption of copper (II) on activated carbon utilizing date nuts. *Studies in Engineering and Exact Sciences*, 5(2), e5787-e5787. <https://doi.org/10.54021/seesv5n2-025>
- Huang, Y., You, Y., Wu, M., Han, M., Zhang, J., Gao, W., . . . Song, N. (2023). Chemical characterization and source attribution of organic pollutants in industrial wastewaters from a Chinese chemical industrial park. *Environmental Research*, 229, 115980. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115980>
- Jabar, J. M., Owokotomo, I. A., Ayinde, Y. T., Alafabusuyi, A. M., Olagunju, G. O., & Mobolaji, V. O. (2021). Characterization of prepared eco-friendly biochar from almond (*Terminalia catappa* L) leaf for sequestration of bromophenol blue (BPB) from aqueous solution. *Carbon Letters*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s42823-020-00214-1>
- Kanarakaju, D., Ravichandar, S., & Lim, Y. C. (2017). Combined effects of adsorption and photocatalysis by hybrid TiO<sub>2</sub>/ZnO-calcium alginate beads for the removal of copper. *Journal of Environmental sciences*, 55, 214-223. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.05.043>
- Literathy, P. (1996). Industrial wastes and water pollution *Regional Approaches to Water Pollution in the Environment* (pp. 21-32) : Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-0345-6\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-009-0345-6_2)
- Lumami Kapepula, V., García Alvarez, M., Sang Sefidi, V., Buleng Njoyim Tamungang, E., Ndikumana, T., Musibono, D.-D., . . . Luis, P. (2022). Evaluation of commercial reverse osmosis and nanofiltration membranes for the removal of heavy metals from surface water in the Democratic Republic of Congo. *Clean Technologies*, 4(4), 1300-1316. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4040080>
- Majumdar, A., Avishek, K., & Finger, D. C. (2025). Riparian Soil Heavy Metal Contamination and Pollution Assessment and Management Planning Integrating Multiple Indices, Statistical and Geospatial Approaches. *Environmental management*, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02112-6>
- Mebarka, K., Aidi, A., Rehali, H., Djezzar, Z., & Othmane, T. (2024). Potencial de carbono activado das folhas de palma-Biskra para a remoção de cobre (II) por adsorção: cinética e modelagem térmica. *Studies in Engineering and Exact Sciences*, 5(2), e7726-e7726. <https://doi.org/10.54021/seesv5n2-187>
- Merzouk, B., Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., & Chibane, M. (2009). Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique: A case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 215-222. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.144>
- Piowowska, D., Kiedrzyńska, E., & Jaszczyszyn, K. (2024). A global perspective on the nature and fate of heavy metals polluting water ecosystems, and their impact and remediation. *Critical*

*Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-23.

<https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2317112>

Qasem, N. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: A comprehensive and critical review. *Npj Clean Water*, 4(1), 1-15.

<https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>

Reddy, P. A. K., Reddy, P. V. L., Kwon, E., Kim, K.-H., Akter, T., & Kalagara, S. (2016). Recent advances in photocatalytic treatment of pollutants in aqueous media. *Environment international*, 91, 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.012>

Singh, V. (2024). *Water Pollution Textbook of Environment and Ecology* (pp. 253-266): Springer.

<https://doi.org/10.1007/978-981-99-8846-4>

Su, Y.-N., Lin, W.-S., Hou, C.-H., & Den, W. (2014). Performance of integrated membrane filtration and electrodialysis processes for copper recovery from wafer polishing wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 4, 149-158.

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.09.012>

Vidu, R., Matei, E., Predescu, A. M., Alhalaili, B., Pantilimon, C., Tarcea, C., & Predescu, C. (2020). Removal of heavy metals from wastewaters: A challenge from current treatment methods to nanotechnology applications. *Toxics*, 8(4), 101.

<https://doi.org/10.3390/toxics8040101>

Youcef, S., Guergazi, S., & Youcef, L. (2022). Adsorption modeling of Cu and Zn in single and combined systems onto activated carbon of olive stone. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(3), 3927-3940. <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01335-w>

Zinicovscaia, I. (2016). Water quality: A major global problem. *Cyanobacteria for Bioremediation of Wastewaters*, 5-16. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-26751-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-26751-7_2).

# Partie I

## **Synthèse bibliographique**



# **Chapitre I :**

## **Pollution de l'eau au cuivre : caractéristiques, risques et normes**

## 1 Introduction

L'eau, ressource vitale pour la vie, est de plus en plus menacée par la pollution provoquée par les activités humaines et industrielles. Parmi ces polluants, les ions cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) occupent une place prépondérante en raison de leur impact potentiel sur la santé humaine et les écosystèmes.

Dans ce chapitre, nous avons rassemblé une revue bibliographique sur la pollution de l'eau, en particulier le cuivre, où des informations ont été présentées sur cette pollution, ses sources, ses risques et ses effets sur l'homme et l'environnement, en plus des normes fixées par les autorités compétentes pour réduire ses niveaux.

## 2 Pollution de l'eau

### 2.1 Définition de l'eau polluée

Il s'agit d'une eau résultant d'activités humaines, directement ou indirectement, où il y a un changement inapproprié dans ses propriétés physiques, chimiques et biologiques, car elles deviennent inutilisables (Belaid 2017). L'eau polluée représente une menace majeure en raison de la présence de divers contaminants, Des éléments toxiques tels que les colorants, les composés organiques, les métaux lourds et bien plus.

### 2.2 Sources d'eau polluées

Les sources de pollution de l'eau sont dues à l'intervention humaine dans les activités ainsi qu'à certains événements naturels :

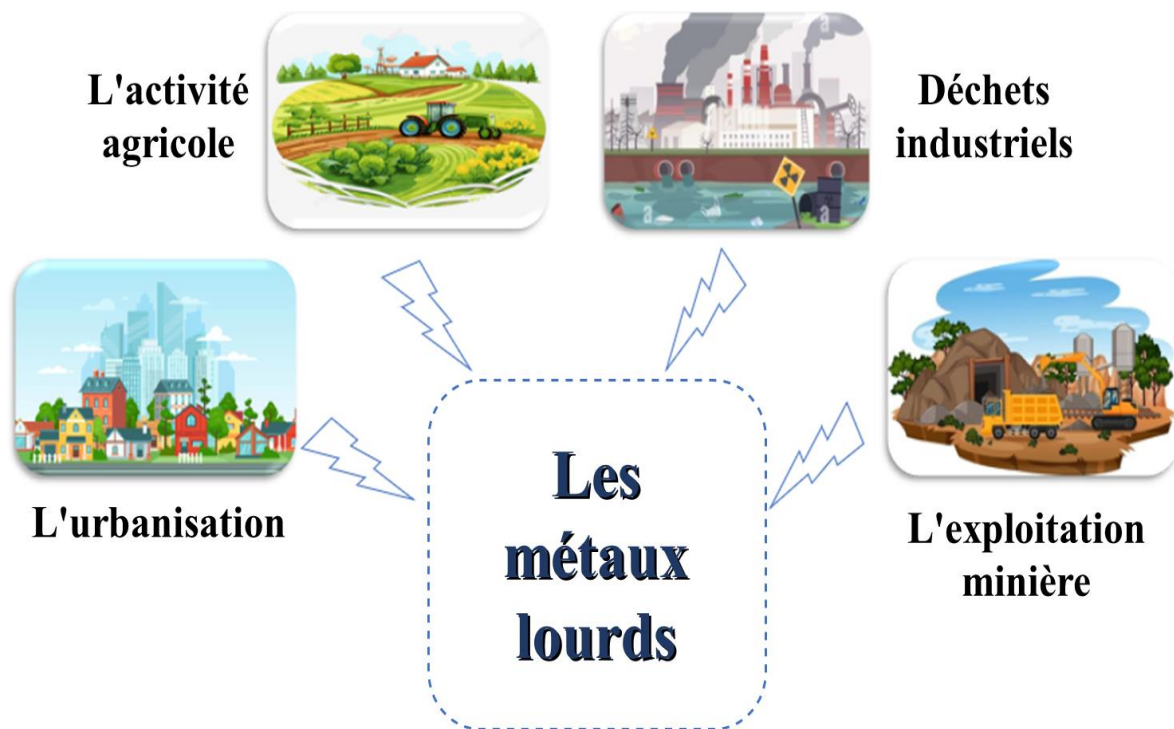
**a) Urbanisation :** L'expansion urbaine entraîne le transfert de polluants vers les eaux proches par le biais des forages et des constructions... et l'utilisation civilisée de tous les détergents contribue à la pollution de l'eau.

**b) Activité agricole :** Comme l'utilisation de pesticides et d'engrais agricoles qui polluent les sources d'eau après que la pluie tombe sur ces zones traitées et les transfèrent par filtration vers les eaux souterraines.

**c) Événements naturels :** Les vents, les tremblements de terre et surtout les éruptions volcaniques sont considérées comme une source de pollution de l'eau. Ces dernières provoquent des écoulements de sédiments et une contamination par des métaux lourds et d'autres polluants.

**d) Exploitation minière :** L'exploitation minière génère de nombreux polluants, en particulier des métaux lourds, tout en utilisant d'importantes quantités d'eau pour extraire les minéraux du sol.

**e) Déchets industriels :** De nombreux polluants toxiques sont rejetés par diverses industries, notamment les tanneries, les usines chimiques, les distilleries, les abattoirs, les hôpitaux, les usines textiles, les mines (production d'acier/de fer), les blanchisseries industrielles, les centrales électriques et les usines de craquage de pétrole et de gaz) dans les plans d'eau et les cours d'eau. Les eaux souterraines provoquent une détérioration de leur qualité en raison de la présence de divers polluants tels que les médicaments, les huiles, les pesticides, les produits chimiques et les métaux lourds. (Ahmed, et al. 2021; Jain).



**Figure I. 1 :** Les sources de pollution de l'eau. (Kaddouri 2025)

### 2.3 Impact environnemental de l'eau polluée

Les écosystèmes aquatiques peuvent être détruits par de l'eau contaminée non traitée ou mal traitée :

**a) Aurification :** Une surabondance de nutriments dans l'eau, qui entraîne une prolifération d'algues et provoque une diminution de l'oxygène dans l'eau, affectant les animaux aquatiques.

**b) Pollution des eaux souterraines :** Les polluants provenant de l'eau de pluie peuvent pénétrer dans les aquifères souterrains, rendant les eaux souterraines impropres à la consommation.

**c) Accumulation de métaux lourds :** Ils restent dans l'environnement et peuvent s'accumuler au sein de la chaîne alimentaire, ce qui nuit à la santé des individus.

### 3 Les métaux lourds

En raison des progrès technologiques, la pollution de l'environnement par les métaux lourds a augmenté. Par conséquent, la pollution par les métaux lourds, appelés métaux toxiques, est considérée comme un problème environnemental majeur à l'ère moderne en raison de son dangerosité et de son impact direct sur les organismes vivants en général et sur les humains en particulier (Odumbe, et al. 2023). De nombreux éléments sont considérés comme des métaux lourds et ont des propriétés physiques et des densités supérieures à 5 g/cm<sup>3</sup> (Ahmed, et al. 2021).

#### 3.1 Classification des métaux lourds

Il existe de nombreux minéraux classés comme essentiels et classés comme macronutriments tels que le cobalt (Co), le fer (Fe) et les micronutriments cuivre (Cu), nickel (Ni), chrome (Cr), manganèse et molybdène (Mo) qui sont essentiels à la survie et aux fonctions vitales des organismes (Mitra, et al. 2022). Les éléments hautement toxiques sont le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le plomb (Pb), l'argent (Ag), l'or (Au), le palladium (Pd), le bismuth (Bi), l'arsenic (Ar), le platine (Pt), le sélénium (Se), l'étain (Sn) et le zinc (Zn) (Aziz, et al. 2023), Éléments précieux platine (Pt), argent (Ag), or (Au), palladium (Pd), ruthénium (Ru), et la dernière classification des radionucléides comme l'uranium (U), le thorium (Th), le radium (Ra), le cérium (Ce), le praséodyme (Pr) (Selvi, et al. 2019).

En chimie minérale, la classification des métaux selon leur acidité de Lewis est une idée fondamentale. Dans ce domaine, les métaux sont régénérés en fonction de leur capacité à accepter des paires d'électrons. Selon la théorie de Lewis, les acides sont des composés qui ont la capacité d'accepter une paire d'électrons pour créer une liaison covalente avec une base de Lewis, générant ainsi une paire d'électrons. Dans de nombreuses réactions chimiques, les métaux jouent le rôle d'acides de Lewis (Huheey 1983). Le concept de HSAB (acides et bases durs et mous) est reconnu, qui permet de prédire les relations privilégiées entre acides et bases selon leur nature, dure ou molle (Pearson 1963).

**Tableau I.1 : Classement des métaux en fonction de l'acidité de Lewis.**

| Type de métal         | Acides de Lewis durs                                                                                                         | Acides de Lewis mous                                                                                               |
|-----------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Exemples              | $\text{Li}^+, \text{Na}^+, \text{Mg}^{2+}, \text{Al}^{3+}, \text{Ti}^{4+}$                                                   | $\text{Cu}^{+2}, \text{Ag}^+, \text{Au}^+, \text{Pb}^{2+}, \text{Hg}^{2+}$                                         |
| Caractéristique       | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Petite taille</li> <li>• Charge élevée.</li> <li>• Faible polarisabilité</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Grande taille</li> <li>• Charge faible</li> <li>• Polarisation</li> </ul> |
| Préférence de liaison | Bases de lewis durs (ex : O, F)                                                                                              | Bases de lewis molles (ex :O, P)                                                                                   |

### 3.2 Effets de la toxicité des métaux lourds

Les métaux lourds sont considérés comme toxiques et dangereux pour les raisons suivantes :

- Ils peuvent traverser l'organisme par ingestion, inhalation ou contact cutané, où ils sont absorbés.
- Ils entraînent une toxicité chronique par accumulation et continuation dans la chaîne alimentaire des organismes vivants.
- Souffrir de nombreuses maladies et effets secondaires en fonction de l'état chimique, de la durée et de la quantité, tels que les types de cancer, les maladies du cœur, des artères et du système nerveux. (Jadon 2022 ; Tahir and Alkheraije 2023 ; Ungureanu and Mustatea 2022).

## 4 Le cuivre

### 4.1 Présentation générale

Le cuivre est un métal ancien avec une longue histoire d'applications diverses. Depuis l'Antiquité (il y a dix mille ans), c'était un outil simple jusqu'à l'ère contemporaine, où il est devenu un élément crucial dans plusieurs secteurs comme l'électricité, l'électronique, l'automobile, la construction et les énergies renouvelables, On l'utilise aussi dans les articles dentaires, les dispositifs intra-utérins et la cosmétique (Ngaram 2011).

Initialement, le cuivre était utilisé sous sa forme naturelle, c'est-à-dire sous forme de « pépites de cuivre », qui étaient auparavant utilisées dans l'extraction locale des gisements de cuivre situés dans le nord de l'Irak. L'exploitation du cuivre a commencé environ 5 000 à 6 000 ans avant Jésus-Crist ([Emsley 2003](#)).

## 4.2 Détails physico-chimiques du cuivre

Grâce à ses multiples attributs physiques et chimiques caractéristiques, le cuivre se révèle être le métal le plus adapté à de nombreuses applications. Sur le plan physique, le cuivre est purement rose rougeâtre et se métamorphose en une strate bleu/vert (patine) lorsqu'il est soumis à l'oxygène. Le cuivre est considéré comme un des conducteurs thermiques et électriques les plus efficaces, ce qui le rend parfait pour la production de fils électriques et d'équipements de réfrigération. Il est aussi souple et ductile, ce qui autorise sa fabrication en fils et feuilles minces. La couche d'oxyde de cuivre qui le protège contre la corrosion assure également sa résistance ([Davis 2001](#)).

Le cuivre possède un nombre atomique de 29, Sa configuration électronique est  $1s^2 2s^2 2p^6 3s^2 3p^6 3d^{10}4s^1$  ([Kettle 2013](#)), une masse atomique de  $63,54 \text{ g.mol}^{-1}$  et une configuration cristalline en forme de cuboïde avec des faces centrées ([Isabey 1933](#)). Le  $^{63}\text{Cu}$  représente 69% des isotopes naturels, tandis que le  $^{65}\text{Cu}$  représente 30% ([Emsley 2003 ; Ghrissi BOUAZIZ 2023](#)).

Sur le plan chimique, le cuivre se lie à l'oxygène pour créer de l'oxyde de cuivre ( $\text{CuO}$ ) et au dioxyde de carbone pour obtenir du carbonate de cuivre. Il interagit aussi avec des acides comme le soufre et le cuivre nitrique pour créer des sels de cuivre, tout comme avec du soufre et des halogènes, Le cuivre possède une excellente aptitude à se stabiliser chimiquement, Il présente une densité de  $8,9 \text{ g/cm}^3$ , ce qui le rend un métal plutôt compact. La fonte des atomes de cuivre se produit à  $1084^\circ\text{C}$ , tandis que leur évaporation se produit à  $2\,567^\circ\text{C}$ . Le cuivre, grâce à sa conductivité électrique de  $59,6 \times 10^5 \text{ S/m}$  et sa conductivité thermique importante pouvant atteindre  $401 \text{ W/m.K}$ , se révèle idéal pour les applications qui requièrent une transmission optimale d'électricité et de chaleur.

Le diagramme de **Purbaix** pour l'équilibre chimique du système  $\text{Cu-H}_2\text{O}$  ( $\text{Cu-Eau}$ ) est un outil graphique qui représente les différentes phases du cuivre dans une solution aqueuse en fonction du potentiel électrique ( $E$ ) et du pH. Ce permet de déterminer les conditions dans lesquelles le cuivre se trouve sous la forme d'un minéral, d'un oxyde ou d'un ion dissous dans l'eau.

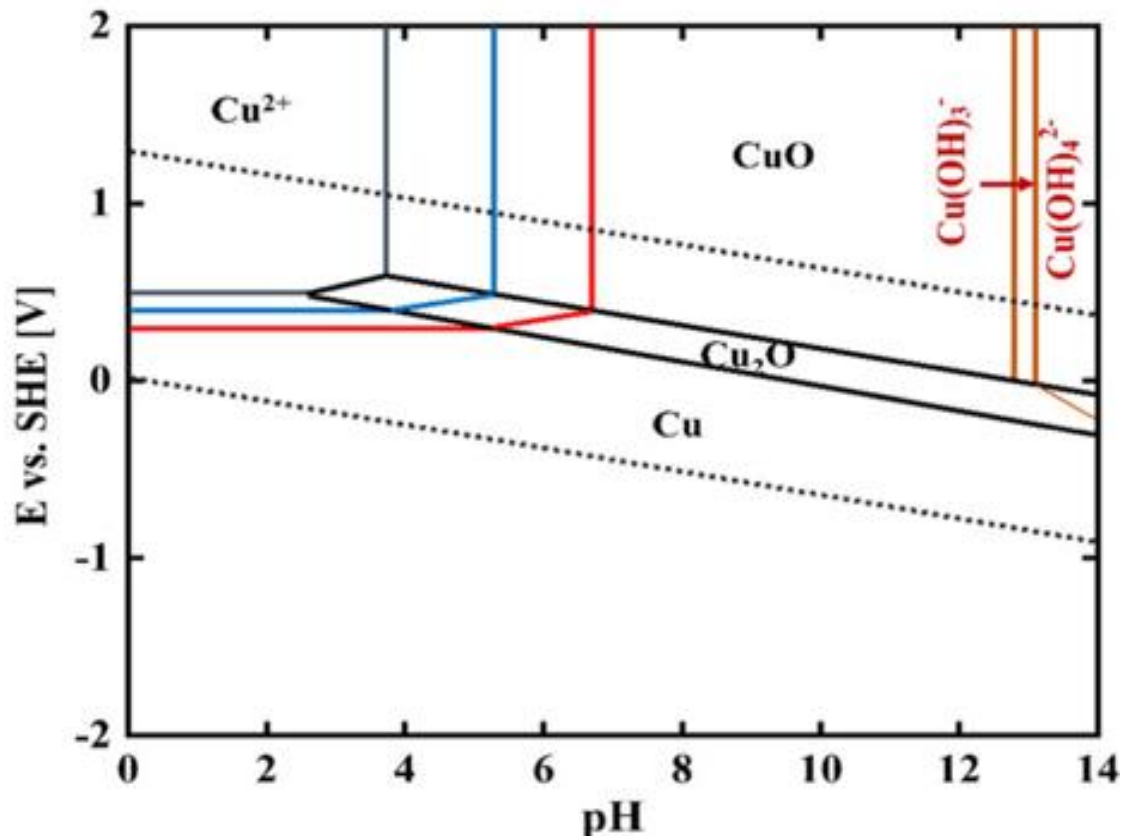


Figure I.2 : Diagramme Pourbaix du système Cu-H<sub>2</sub>O (Zhan, et al. 2023).

Selon (Cachau-Herreillat 2009 ; Zhan, et al. 2023) le diagramme de Pourbaix, trois zones principales sont identifiées dans lesquelles se trouve le cuivre :

- 1) Dans cette région, le cuivre métallique présente une stabilité dans l'eau. Les conditions sont un pH modéré et une tension basse, permettant au métal de rester solide sans réagir de manière significative avec l'eau. Ce sont les conditions dans lesquelles la corrosion est évitée.
- 2) Il n'y a pas de cuivre métallique dans cette zone, mais plutôt un ion cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) ou une substance cuivreuse dissoute dans l'eau. Lorsque la tension est élevée et le pH bas, le cuivre se décompose en ions  $\text{Cu}^{2+}$  dans l'eau, indiquant une corrosion du métal.
- 3) La troisième région : Dans cette région, le cuivre métallique n'est pas présent sous sa forme dissoute. Cependant, la formation de dépôts ou d'oxydes tels que CuO ou Cu<sub>2</sub>O est observée à la surface du métal. Ces dépôts forment une couche protectrice autour du métal, l'empêchant d'entrer en contact avec l'eau et l'oxygène, rendant le métal plus résistant à la corrosion. Dans ce secteur, le cuivre ne peut plus s'oxyder et reste instable.

### 4.3 Les sources de cuivre

Le cuivre est présent naturellement dans l'environnement et provient de plusieurs sources, qu'elles soient naturelles ou artificielles, dont la plus importante est :

➤ **Sources naturelles** : Le cuivre est dérivé de ses minéraux comme la schèle et la chalcopryrite (Alkhanjaf, et al. 2024; Cotton, et al. 1999), mais il peut aussi se dégager du sol et des eaux souterraines grâce à l'activité géothermique. L'agriculture implique l'incorporation de cuivre dans les aliments pour animaux, ce qui entraîne une accumulation de ce dernier dans le sol via le fumier des animaux (Lamichhane, et al. 2018).

➤ **Applications industrielles** : Le cuivre est employé pour l'électricité, la plomberie et les machines, et il peut contaminer l'environnement grâce aux déchets provenant de l'industrie (Ghrissi BOUAZIZ 2023; Monbet and Coquery 2013).

### 4.4 Sources de pollution de l'eau par le cuivre

Le cuivre est soumis à des processus chimiques complexes comme le rédox, ce qui complique la détermination de son comportement dans l'environnement (Rodier, et al. 1996). La migration du cuivre dans les eaux souterraines et les masses d'eau est influencée par plusieurs facteurs., comme la composition chimique du cuivre qui peut se présenter sous forme de  $\text{Cu}^{2+}$  ou d'oxyde de cuivre. De plus, le pH est crucial, car le cuivre se dissout facilement en milieux acides, tandis qu'en milieu alcalin, il peut se convertir en hydroxydes de cuivre. L'activité biologique des êtres vivants peut participer à l'absorption du cuivre ou à sa décomposition par le biais de générateurs d'acide, tandis que les composants organiques et minéraux présents dans le sol ont un impact.

Solon (Alkhanjaf, et al. 2024; Liu, et al. 2024) L'eau est principalement contaminée par le cuivre en raison de la présence d'eaux résiduaires issues des installations de traitement, d'algicides aquatiques, de procédés galvaniques, de pesticides agricoles et d'eaux résiduaires industrielles.

### 4.5 Les dangers du cuivre et ses effets sur la santé humaine

Le cuivre est essentiel pour plusieurs fonctions biologiques, et son manque peut aussi causer des troubles de santé comme une augmentation lente du poids, un dème généralisé, une anémie, des affections osseuses, des irrégularités cardiovasculaires et des troubles du système nerveux central (Nayak and Misra 2024), mettant en exergue la nécessité d'un exposé équilibré. La double nature du cuivre requiert une surveillance et des réglementations rigoureuses pour

minimiser ses dangers tout en veillant à ce que ses bénéfices soient efficacement utilisés dans le corps.

Un excès de cuivre peut provoquer une hépatotoxicité et un stress oxydatif, nuisant à l'ADN, aux lipides et aux protéines (Alinia-Ahandani, et al. 2021). Plusieurs systèmes organiques, en particulier les systèmes nerveux, circulatoire et immunitaire, subissent son influence et engendrent de multiples problèmes de santé. Selon (Charkiewicz 2024; Ngaram 2011). Le cuivre peut aussi causer des problèmes digestifs, se manifestant initialement par des nausées, de la fièvre, des douleurs corporelles et une coloration jaune des yeux et du visage. Les situations sévères peuvent provoquer une hémolyse et des dommages au foie, au foie et aux reins. Une irritation respiratoire peut survenir en inhalant des vapeurs de cuivre.

Les résidents situés aux alentours des sites de fusion du cuivre peuvent être exposés à des dangers cancérigènes liés au cuivre (Peng et al., 2023), mettant en lumière les dangers sanitaires significatifs pour les individus comme ceux travaillant dans les fonderies de cuivre (Alinia-Ahandani, et al. 2021).

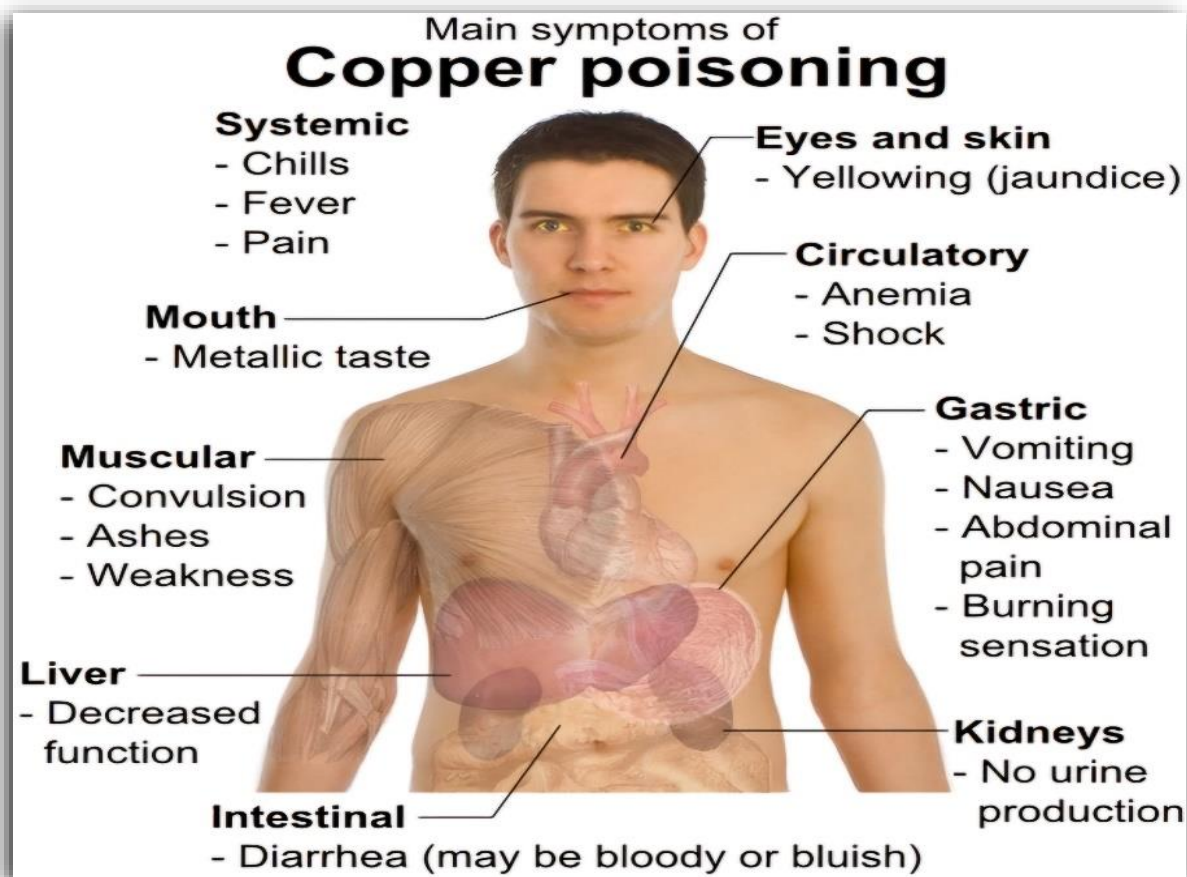


Figure I.3 : Les principaux symptômes d'une intoxication au cuivre.

#### 4.6 Réglementations et normes concernant le cuivre présent dans l'eau potable et les rejets industrielle

Les États-Unis ont fixé la tolérance maximale de contamination pour l'eau potable contenant du cuivre à 1,3 mg/L. Des recherches menées chez des individus ont montré que des symptômes gastro-intestinaux surviennent à environ 3 mg/L dans l'eau potable, alors qu'un apport de 2 mg/L est considéré comme sûr (Burnase, et al. 2022). L'Organisation mondiale de la santé recommande une concentration moyenne comprise entre **0,05 et 3 mg/L** de cuivre dans l'eau potable (Burnase, et al. 2022; Taylor, et al. 2020).

Les normes internationales ont servi de base juridique (OMS, 2008 ; CEE,2020). Au niveau local, telles que définies dans le Journal Officiel (JORA, 2011 ; JORA,2014), La présence de cuivre a été déterminée à **2 mg/litre** dans l'eau potable et les eaux de surface. Eaux souterraines **0,05 mg/L**.

Le décret n° 06-141 du 19 avril 2006, précise également les limites de rejet de cuivre dans les eaux liquides industrielles, où pour l'industrie mécanique, le ratio est de 0,7 mg/L, 1,5 mg/L pour la transformation des métaux et 0,5 mg/l industrie minière non métallique.

## 5 Conclusion

L'eau étant une ressource essentielle à la vie, il est primordial de préserver sa qualité face aux menaces croissantes de la pollution, notamment celle causée par les ions cuivre. Dans ce chapitre à travers cette revue bibliographique, nous avons mis en évidence les différentes sources de contamination du cuivre, ses impacts sur la santé humaine et les écosystèmes, ainsi que les réglementations mises en place pour limiter ses concentrations dans l'environnement. Ces connaissances permettent de mieux comprendre l'ampleur du problème et d'explorer des solutions adaptées pour une gestion durable des ressources en eau, garantissant ainsi leur préservation pour les générations futures.

## *Liste des Références (Chapitre I) Partie I :*

- Ahmed, J., Thakur, A., & Goyal, A. (2021). Industrial wastewater and its toxic effects. <https://doi.org/10.1039/9781839165399-00001>
- Alinia-Ahandani, E., Malekirad, A. A., Nazem, H., Fazilati, M., Salavati, H., & Rezaei, M. (2021). Assessment of SOME TOXIC METALS in Ziziphora (Ziziphora persica) obtained from local market in Lahijan, Northern Iran. *Annals of Military and Health Sciences Research*, 19(4). <https://doi.org/10.5812/amh.119991>
- Alkhanjaf, A. A. M., Sharma, S., Sharma, M., Kumar, R., Arora, N. K., Kumar, B., . . . Mukherjee, T. (2024). Microbial strategies for copper pollution remediation: Mechanistic insights and recent advances. *Environmental Pollution*, 123588. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123588>
- Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC advances*, 13(26), 17595-17610. <https://doi.org/10.1039/D3RA00723E>
- Belaid, O. (2017). *UTILISATION D'UN CHARBON ACTIF PREPARE A PARTIR DES NOYAUX DE DATTES LOCALES DANS L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES. INFLUENCE DE LA VARIETE DE DATTES.*
- Burnase, N., Jaiswal, S., & Barapatre, A. (2022). Metal Toxicity in Humans Associated with Their Occupational Exposures Due to Mining *Medical Geology in Mining : Health Hazards Due to Metal Toxicity* (pp. 127-186): Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-99495-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-99495-2_7)
- Cachau-Herreillat, D. (2009). *Des expériences de la famille acide-base: réussir, exploiter et commenter 50 manipulations de chimie*: De Boeck Supérieur.
- Charkiewicz, A. E. (2024). Is Copper Still Safe for Us? What Do We Know and What Are the Latest Literature Statements? *Current Issues in Molecular Biology*, 46(8), 8441-8463. <https://doi.org/10.3390/cimb46080498>
- Cotton, F. A., Wilkinson, G., Murillo, C. A., & Bochmann, M. (1999). *Advanced inorganic chemistry*: John Wiley & Sons.
- Davis, J. (2001). Copper and Copper Alloys. *ASM international*, 446.
- Emsley, J. (2003). *Nature's building blocks. An A-Z guide to the elements* Oxford University Press: Oxford.
- Ghrissi BOUAZIZ, M. (2023). *Etude de la rétention du cuivre en solutions aqueuses par une bentonite de Mostaganem modifiée.* Université Mohamed Khider Biskra. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/6211>
- Huheey, J. E. (1983). *Principles of structure and reactivity*: Harper & Row.
- Isabey, J. (1933). *Cuivre* : Masson et Compagnie, Paris.
- Jadon, P. K. (2022). Toxicity of Heavy Metals to the Human Health and Environment. *Journal of Ultra Chemistry (Chemistry, Chemical Sciences Chemical Engineering)*, 18(4). <https://doi.org/10.22147/juc/180401>
- Jain, N. Water Pollution due to Industrial Waste Effluents and their Management. *IJFMR-International Journal For Multidisciplinary Research*, 5(1).
- Kettle, S. F. A. (2013). *Physical inorganic chemistry: a coordination chemistry approach*: Springer.
- Lamichhane, J. R., Osdaghi, E., Behlau, F., Köhl, J., Jones, J. B., & Aubertot, J.-N. (2018). Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. *Agronomy for sustainable development*, 38(3), 28. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0503-9>

- Liu, Z., Sang, J., Zhu, M., Feng, R., & Ding, X. (2024). Prediction and countermeasures of heavy metal copper pollution accident in the Three Gorges Reservoir Area. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133208. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133208>
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., . . . Alhumaydhi, F. A. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University-Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Monbet, P., & Coquery, M. (2013). Approches analytiques pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les milieux aquatiques (Rapport technique No. INERIS DRC-03-46820-PMo/JL-03.0672). INERIS, Verneuil en Halatte.
- Nayak, A., & Misra, S. (2024). *Causes and Management of Nutritional Deficiency Disorders*: IGI Global. (Liver)
- Ngaram, N. (2011). *Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena*. Université Claude Bernard-Lyon I ; Université de N'Djaména. <https://theses.hal.science/tel-01163894>
- Odumbe, E., Murunga, S., & Ndiiri, J. (2023). Heavy Metals in Wastewater Effluent : Causes, Effects, and Removal Technologies. *Trace Metals in the Environment*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.1001452>
- Pearson, R. G. (1963). Hard and soft acids and bases. *Journal of the American Chemical society*, 85(22), 3533-3539. <https://doi.org/10.1021/ja00905a001>
- Rodier, J., Geoffray, C., & Rodi, L. (1996). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bacteriologie, biologie*: Dunod. (Livre)
- Selvi, A., Rajasekar, A., Theerthagiri, J., Ananthaselvam, A., Sathishkumar, K., Madhavan, J., & Rahman, P. K. (2019). Integrated remediation processes toward heavy metal removal/recovery from various environments-a review. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 66. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00066>
- Tahir, I., & Alkheraije, K. A. (2023). A review of important heavy metals toxicity with special emphasis on nephrotoxicity and its management in cattle. *Frontiers in Veterinary Science*, 10, 1149720. <https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1149720>
- Taylor, A. A., Tsuji, J. S., Garry, M. R., McArdle, M. E., Goodfellow, W. L., Adams, W. J., & Menzie, C. A. (2020). Critical review of exposure and effects: implications for setting regulatory health criteria for ingested copper. *Environmental management*, 65, 131-159. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01234-y>
- Ungureanu, E. L., & Mustatea, G. (2022). Toxicity of heavy metals *Environmental Impact and Remediation of Heavy Metals*: IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.102441>
- Zhan, N., Niu, X., Liu, J., Zuo, Y., Yan, H., Luo, F., . . . Zhou, J. (2023). Surface Interaction Effect and Mechanism of Methionine Derivatives as Novel Inhibitors for Alkaline Copper CMP: Insights from Molecular Simulation and Experimental Analysis. *ECS Journal of Solid State Science and Technology*, 12(9), 094001. <https://doi.org/10.1149/2162-8777/acf2c2>

# **Chapitre II :**

## **Théorie de l'adsorption et généralités sur le charbon actif**

## 1 Introduction

La technologie d'adsorption est utilisée dans les applications technologiques environnementales, industrielles et scientifiques, telles que la purification de l'eau, la pollution de l'air, la purification des gaz, l'élimination des substances toxiques, ainsi que les réactions catalytiques dans l'industrie. Grâce à leur capacité à éliminer les contaminants et à améliorer les processus, différents adsorbants sont utilisés dans la technologie d'adsorption pour améliorer leur efficacité. Parmi eux, on trouve le charbon actif qui se caractérise par sa grande capacité d'adsorption grâce à ses pores fins, il est utilisé pour éliminer les gaz toxiques, les composés organiques. Il y a aussi comme adsorbant la zéolite et l'alumine ainsi que les nanomatériaux tels que le nano carbone et la nano graphite sont également utilisés dans des domaines environnementaux et médicaux de pointe ([Chiñas-Rojas, et al. 2022](#); [Gupta, et al. 2015](#)).

L'objectif de ce chapitre est de comprendre de manière globale ce processus d'adsorption. Sa définition, ses étapes et les facteurs affectant son efficacité dans la lutte contre la pollution de l'eau. Afin de comprendre les mécanismes contrôlant l'adsorption, une modélisation de la cinétique d'adsorption sera présentée, isothermes d'adsorption et étudier la thermodynamique de l'adsorption, D'autre part, nous donnerons un aperçu du charbon actif, et les propriétés physiques et chimiques seront présentées.

## 2 Définition et description générale sur l'adsorption

Le terme absorption est introduit en 1881, Kaiser décrit le phénomène de condensation des gaz sur une surface solide, découvert par Fantin et Schels en 1771 ([Dinçer, et al. 2007](#)).

L'adsorption est définie comme le processus d'agrégation de molécules, d'atomes ou d'ions provenant d'un liquide ou d'un gaz à la surface d'un solide ou d'un liquide, entraînant la formation d'une couche à la surface de l'adsorbant. Ce processus se produit à la suite de l'interaction de molécules absorbantes avec le matériau absorbant, et ces interactions peuvent être physiques ou chimiques ([KENOUCHE 2016](#) ; [Ruthven 1984](#)).

Plus clairement dans les processus d'adsorption en phase aqueuse, le matériau adsorbé diffuse dans les pores de l'adsorbant et adhère à sa surface. Pour obtenir une conception efficace du processus d'adsorption, il est nécessaire d'améliorer le rapport adsorbant-adsorbat, ainsi que d'améliorer la capacité d'adsorption des polluants cibles ([SOUDANI 2024](#)).

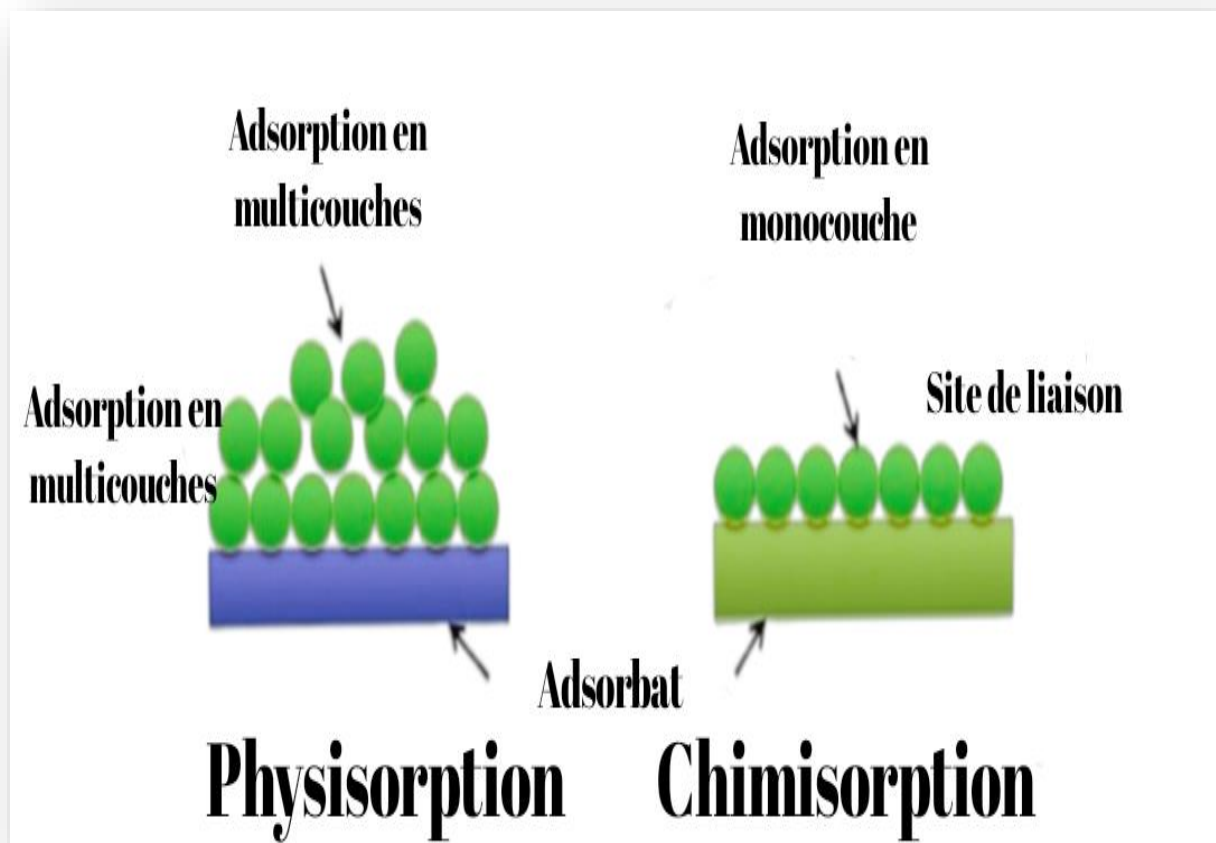
En raison de sa grande capacité d'élimination des polluants, de sa faible consommation d'énergie et de ses faibles exigences techniques, l'adsorption est une technologie prometteuse et réutilisable (Bai, et al. 2020).

## 2.1 Types de l'adsorption

En général, on distingue deux catégories de processus d'adsorption (Kyriakopoulos, et al. 2024) :

**a) La physisorption**, ou adsorption physique se produit lorsque les molécules, les atomes de gaz ou de liquide sont liés à la surface d'une substance solide en raison de faibles réactions physiques, telles que Van der Waals ou des réactions électroniques, nous parlons du corps ou de l'absorption des matériaux. Ces réactions sont fixes et longues, ce qui améliore la création de plusieurs couches d'adsorbats. L'opposé de ce type d'adsorption est facile, car l'adsorption peut être obtenue simplement en ajustant la température ou la pression. L'adsorption physique se distingue par une faible énergie d'interaction, généralement entre 1 et 10 kcal/mol, ce qui facilite l'adsorption. La vitesse de ce processus est souvent limitée aux phénomènes de propagation (Ruthven 1984).

**b) La Chimisorption**, également appelée chimisorption, est le résultat de forces chimiques importantes comme les liens hydrogène ou les interactions de type  $\pi$ , qui forment des liaisons covalentes ou ioniques entre les molécules adsorbées et la surface de l'adsorbant. L'adsorption de ce type est très spécifique, c'est-à-dire qu'elle se produit uniquement avec certaines molécules, et elle forme une seule couche d'adsorbat à la surface. La résolution de l'adsorption chimique est complexe, car la rupture des liaisons chimiques requiert des conditions plus extrêmes, comme des températures élevées. La chimisorption nécessite une énergie de réaction plus élevée, habituellement comprise entre 10 et 100 kcal/mol, ce qui rend la désorption difficile et très lente. Ce genre d'adsorption est plus lent et requiert des conditions particulières pour être efficace, par rapport à le type physisorption (Smith 1950).



**Figure II.1 :** Représentative de l'adsorption physique et chimique. (Idée du schéma a été extraite) ([Ahmaruzzaman, et al. 2024](#)).

**Tableau II.1 :** Différences entre la physisorption et la chimisorption

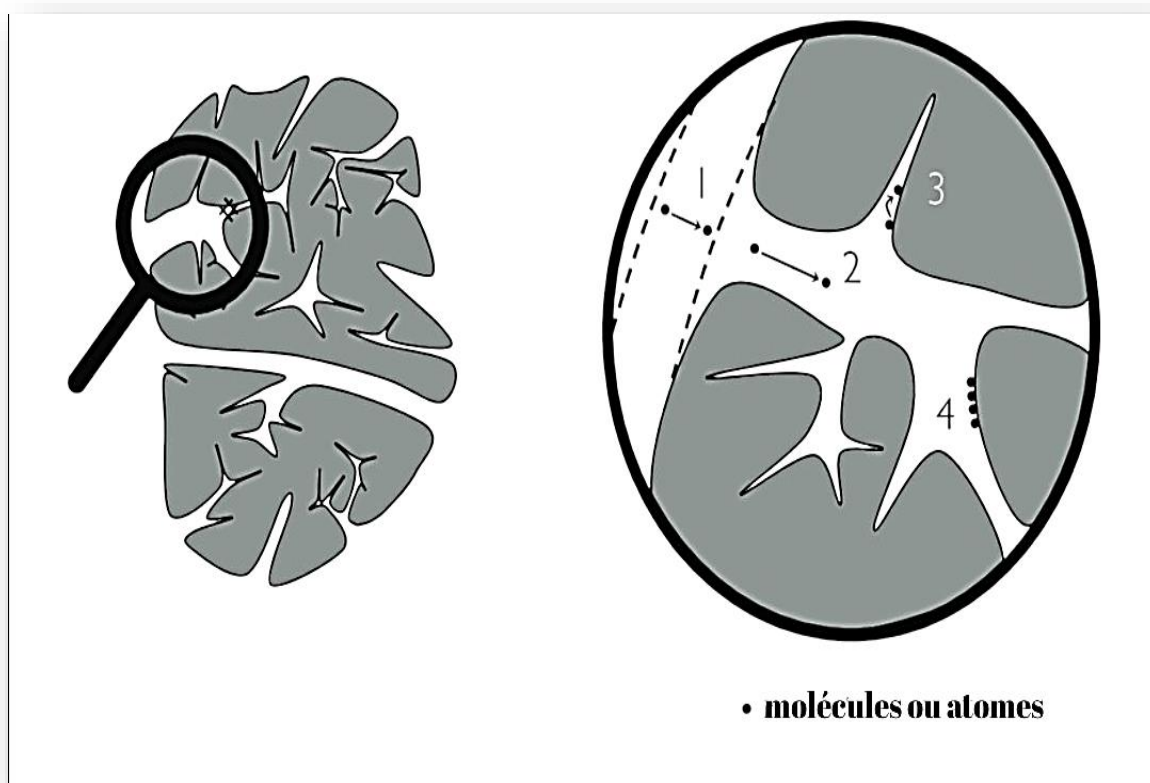
| Propriétés           | Physisorption    | Chimisorption       |
|----------------------|------------------|---------------------|
| Désorption           | Parfaite         | Difficile           |
| Type d'adsorption    | Réversible       | Irréversible        |
| Nature de liaison    | Physique         | Chimique            |
| Energie d'adsorption | 1 à 10 kcal/mol. | 20 à 100 kcal /mol. |
| Cinétique            | Rapide           | Lente               |
| Température          | Basse            | Elevée              |

## 2.2 Les étapes d'adsorption

Le processus d'adsorption implique la fixation de molécules ou d'atomes à la surface d'un solide ou d'un liquide. L'adsorption résulte de plusieurs étapes intermédiaires. En effet, pour que l'adsorbant complète sa stabilité au niveau du site d'adsorption,

Ce processus peut être divisé en quatre étapes principales identifiées dans l'étude ([Chitour 1992](#), [Merle 2009](#)) ces étapes sont :

- 1) **Approche des molécules adsorbées** : Des molécules ou atomes de la phase gazeuse ou liquide s'approchent de la surface de l'adsorbant.
- 2) **Diffusion vers la surface** : Les molécules se propagent à la surface de l'adsorbant sous l'influence de gradients de concentration.
- 3) **Attachement à la surface** : les molécules sont adsorbées sur les sites disponibles à la surface, généralement par des forces physiques et chimiques telles que les forces de Van der Waals ou des liaisons covalentes.
- 4) **Saturation de surface** : L'adsorption se poursuit jusqu'à ce que les sites de surface disponibles soient saturés. A ce moment, l'adsorption atteint son maximum.



**Figure II.2** : Illustration des différentes étapes de transfert de l'adsorbat vers l'adsorbant.

(Idée du schéma a été extraite ([Merle 2009](#), [Chitour 1992](#))).

### 2.3 Les principales variables affectant le phénomène d'adsorption

L'adsorption dépend de nombreux facteurs, dont les plus importants (Marsteau 2005) :

- ✓ **Caractéristique chimique (pH initial) et la nature des groupements fonctionnels** : La réaction chimique avec les solutés est plus efficace pour les adsorbants contenant des groupes fonctionnels tels que -OH (hydroxyle) et -COOH (carboxyle). L'importance de la charge de surface est également cruciale pour déterminer le type de molécules qui peuvent être absorbées (Elviri, et al. 2015). Et selon (Chiban, et al. 2012), le pH initial du milieu d'adsorption est associé aux processus d'adsorption, à la nature de l'interaction physico-chimique entre les espèces en solution et aux sites adsorbants.
- ✓ **La température** : Le phénomène d'adsorption est exothermique, elle est donc favorisée par les basses températures (BELLIL 2015).
- ✓ **La concentration** : L'adsorption d'une substance croît avec l'augmentation de sa concentration dans la solution (ABOUA, et al. 2018).
- ✓ **La caractéristique de la surface adsorbant (Surface spécifique)** : Tout solide peut être considéré comme adsorbant potentiel, Plus la surface du matériau adsorbant est grande, sa capacité à adsorber les molécules augmente également. Le charbon actif, la zéolite et les nanoparticules sont des matériaux à grande surface, dont la porosité peut généralement être augmentée en traitant ou en broyant la masse solide, ce qui augmente sa porosité totale (Foo and Hameed 2010).
- ✓ **Type de substance adsorbant** : Les processus d'adsorption utilisent souvent des matériaux comme le charbon actif, la zéolite, l'alumine et les polymères en raison de leurs caractéristiques physiques et chimiques performantes (Foo and Hameed 2010).

### 2.4 La cinétique d'adsorption

L'étude cinétique de l'adsorption joue un rôle fondamental dans la compréhension des mécanismes d'interaction entre les adsorbats et les adsorbants. Cette analyse est essentielle pour optimiser les performances des processus d'adsorption dans diverses applications environnementales et industrielles (Tran, 2022 ; Tran, 2023).

Au fil des années, les recherches ont permis le développement et l'affinement de modèles cinétiques permettant de décrire et de prédire l'efficacité de l'adsorption en fonction du temps. Parmi les modèles les plus utilisés figurent : le pseudo-premier ordre (PFO) et le pseudo-second ordre (PSO), Elovitch, Avrami, Crank, Vermeulen, Weber-Morris, Bangham, ect...

L'intégration de ces modèles permet d'évaluer les mécanismes dominants du processus d'adsorption et d'optimiser les conditions opératoires pour améliorer l'efficacité de l'élimination des contaminants (El Bardiji et al., 2020).

### 3 Les modèles de cinétique d'adsorption

#### 3.1 Modèle pseudo-premier-ordre

La pseudo-première forme (PFO) de l'équation de Lagergren est donnée comme expression du modèle de pseudo-première réaction pour  $n=1$  (Ordre de réaction) (Lagergren 1898).

Le modèle de pseudo-premier ordre est un outil simple pour expliquer la cinétique élémentaire de l'adsorption physique, car il se concentre sur le transfert de la substance de la solution à la surface adsorbant en supposant des sites d'adsorption homogènes (ACHOUR 2019). Ils sont disposés sous forme non linéaire comme suit :

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 \cdot t}) \quad (1)$$

Où :

$q_e$  et  $q_t$  sont respectivement les quantités d'adsorption par masse d'adsorbant à l'équilibre et à tout instant  $t$  (min),

$k_1$  (min<sup>-1</sup>) est la constante de vitesse de l'équation du PFO.

#### 3.2 Modèle pseudo-deuxième-ordre

Le modèle de pseudo-second ordre (PSO) a été utilisé comme expression du modèle d'interaction de pseudo-seconde pour  $n = 2$  (Ho and McKay 1998). Cependant, il a déjà été utilisé par (Blanchard, et al. 1984), l'adsorption de minéraux par les zéolites naturelles a été décrite et mentionné dans (Issaoui, et al. 2021; SOUDANI 2024).

Le modèle de pseudo-second ordre suppose que le processus d'adsorption dépend principalement de l'interaction chimique entre l'adsorbant et l'adsorbat, où l'adsorption se produit à des endroits spécifiques de la surface., ils diffèrent par leurs énergies d'adsorption. On suppose également que le taux d'adsorption ralentit progressivement à mesure que le système s'approche de l'équilibre.

Ils sont disposés de manière non linéaire comme suit :

$$q_t = \frac{q_e^2 \cdot k_2}{1 + q_e k_2} \quad (2)$$

Où :

$q_e$  (mg/g) et  $q_t$  (mg/g) sont respectivement la quantité d'adsorbant adsorbée à l'équilibre et à tout  $t$ (min),

$k_2$  (g/mg min) est la constante de vitesse de l'équation PSO.

### 3.3 Modèle Elovich

L'équation d'Elovich proposée pour la première fois par (Roginsky and Zeldovich 1934), maintenant appelée équation d'Elovich (Low 1960; Taylor and Thon 1952), a été largement utilisée pour la chimisorption en supposant que la surface solide est fortement hétérogène (McLintock 1967).

Ils sont disposés sous forme non linéaire comme suit :

$$q_t = \frac{1}{\beta} \times \ln(1 + (\alpha \times \beta \times t)) \quad (3)$$

Où :

$q_t$  est la quantité de matière adsorbée, temps  $t$  (mg/g)

$\alpha$  : Le taux d'adsorption initiale en (mg/g/min)

$\beta$  : La constante de désorption (mg/g) liée à l'étendue de la couverture de surface et à l'énergie d'activation pour la chimisorption.

### 3.4 Modèle de Modèle Weber-Morris

Selon le modèle développé par (Weber Jr and Morris 1963), lorsque la diffusion intraparticulaire est l'étape limitant la vitesse d'adsorption, la quantité de matière adsorbée est directement proportionnelle à la racine carrée du temps ( $t^{1/2}$ ) pendant les étapes initiales de la cinétique. Le mécanisme d'adsorption sur charbon actif peut être décrit par la méthode de diffusion ou de transfert de l'adsorbant de la solution en vrac vers la phase solide (Hasani, et al. 2022).

L'équation du modèle Weber-Morris pour la diffusion intraparticulaire s'exprime comme suit :

$$q_t = K_{int} t^{1/2} + C \quad (4)$$

La relation entre la quantité de matière adsorbée et la racine carrée du temps est exprimée sous la forme d'une courbe linéaire selon le modèle de diffusion intraparticulaire (Ghrissi BOUAZIZ 2023).

Où :

$K_{int}$  est la constante de la diffusion intraparticule (mg/g min<sup>1/2</sup>),

$q_t$  est la quantité adsorbée au temps  $t$  (mg.g<sup>-1</sup>),

$C$  est représenté la valeur de l'épaisseur de la couche limite (mg/g), et  $t$  : temps (min)

Si la courbe passe par l'origine, la diffusion au sein des particules est le seul mécanisme qui limite le taux d'adsorption, ce qui signifie que le transport des molécules au sein des pores de l'adsorbant est le principal facteur contrôlant le processus d'adsorption. Cependant, si la courbe montre plusieurs parties linéaires (multi-linéarité). Cela indique que le processus d'adsorption est affecté par plusieurs mécanismes interconnectés, tels que la diffusion externe (de la solution à la surface de l'adsorbant), la diffusion intraparticulaire (à travers les pores internes) et l'adsorption de molécules sur sites actifs.

## 4 Isothermes d'adsorption

Les isomères d'adsorption sont des représentations mathématiques qui décrivent l'adsorption à l'équilibre d'une substance sur une surface solide à température constante. Il montre la relation entre la quantité d'adsorbant et la concentration de l'adsorbant dans la solution, ce qui permet également de déterminer la proximité entre les deux. Ce sont des courbes expérimentales représentées par  $q = f(C)$ , ces isothermes sont essentielles pour modéliser le processus d'adsorption dans différents contextes, notamment dans le traitement des eaux usées et la purification des liquides ([Abin-Bazaine, et al. 2022](#); [Murphy, et al. 2023](#)).

Plusieurs facteurs affectent le comportement d'adsorption, notamment ([Hammud 2023](#)) :

- Température
- pH
- Structure chimique de l'adsorbant et du sorbant.

Il est important de noter que l'équation d'adsorption ne fournit pas une explication exacte des mécanismes d'adsorption. Ces modèles permettent plutôt ([Slejko 1985](#)) :

- Déterminer le taux de couverture de la surface de l'adsorbant par l'adsorbant.
- Déterminer le type d'adsorption possible.
- Sélection de l'adsorbant le plus efficace pour retenir l'adsorbant.

### 4.1 Classification des isothermes d'adsorption

La courbe de l'isotherme d'adsorption dépend de la relation entre la quantité de substance adsorbée et sa concentration en solution à l'équilibre, reflétant ainsi la nature de l'interaction entre l'adsorbat- adsorbant.

Les isothermes d'adsorption sont classées en quat types principaux selon la classification de ([Giles, et al. 1974](#)), qui met en évidence la relation entre la substance adsorbée et la surface de l'adsorbant dans les systèmes liquides. Par ailleurs, ([Brunauer, et al. 1938](#)) ont proposé une autre

classification en 06 types d'isothermes différents avec différentes boucles d'hystérésis catégories, principalement utilisée pour décrire le comportement de l'adsorption sur les matériaux poreux solides. Cette classification repose sur la relation entre la quantité adsorbée et la pression partielle à l'équilibre, Cette classification a été officiellement adoptée par l'Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC) (Hadj-Otmane 2024; Kong and Adidharma 2019).

#### 4.1.1 Classification de Giles

Ceci est illustré dans la figure II-3. Classification de quatre types différents d'isothermes d'adsorption, à savoir C, H, L et S, développés par (Giles, et al. 1974), qui sont détaillés comme suit :

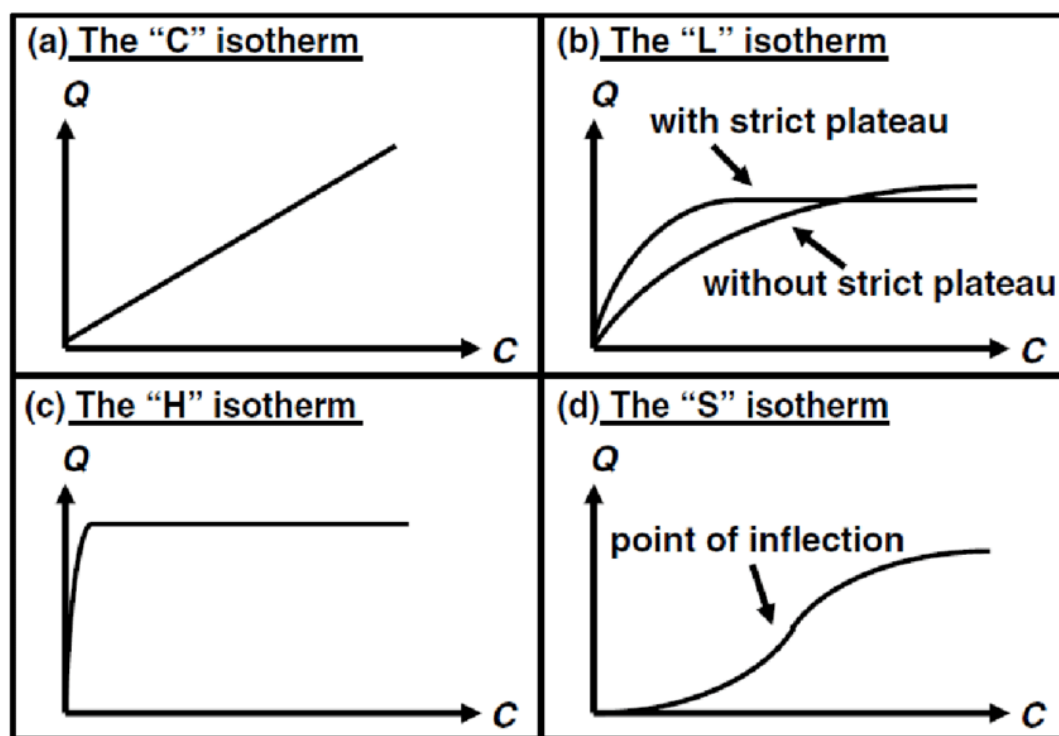


Figure II.3 : Classification des isothermes d'adsorption selon Giles et al. (Perrin 2009).

- L'isotherme de type S reflète une augmentation de l'adsorption avec l'augmentation de la concentration en soluté ( $C_e$ ), l'adsorption étant lente à de faibles concentrations puis augmentant rapidement à des concentrations plus élevées. La courbe prend une forme particulière, un point d'inflexion qui révèle au moins deux mécanismes.

L'adsorption reflète l'orientation des molécules adsorbées perpendiculairement à la surface de l'adsorbant en raison de forces d'attraction modérées.

- L'isotherme de type L montre une diminution des sites d'adsorption disponibles à

mesure que la concentration de l'adsorbat ( $C_e$ ) augmente, avec une saturation progressive du solide. Lorsque  $C_e$  tend vers zéro, la pente de l'isotherme reste constante, ce qui reflète une forte interaction entre l'adsorbant et l'adsorbat. Les molécules adsorbées peuvent se disposer horizontalement ou verticalement sur la surface de l'adsorbant, indiquant peu de compétition entre l'adsorbat et le solvant. Ce type est généralement observé à faibles concentrations de matière dissoute.

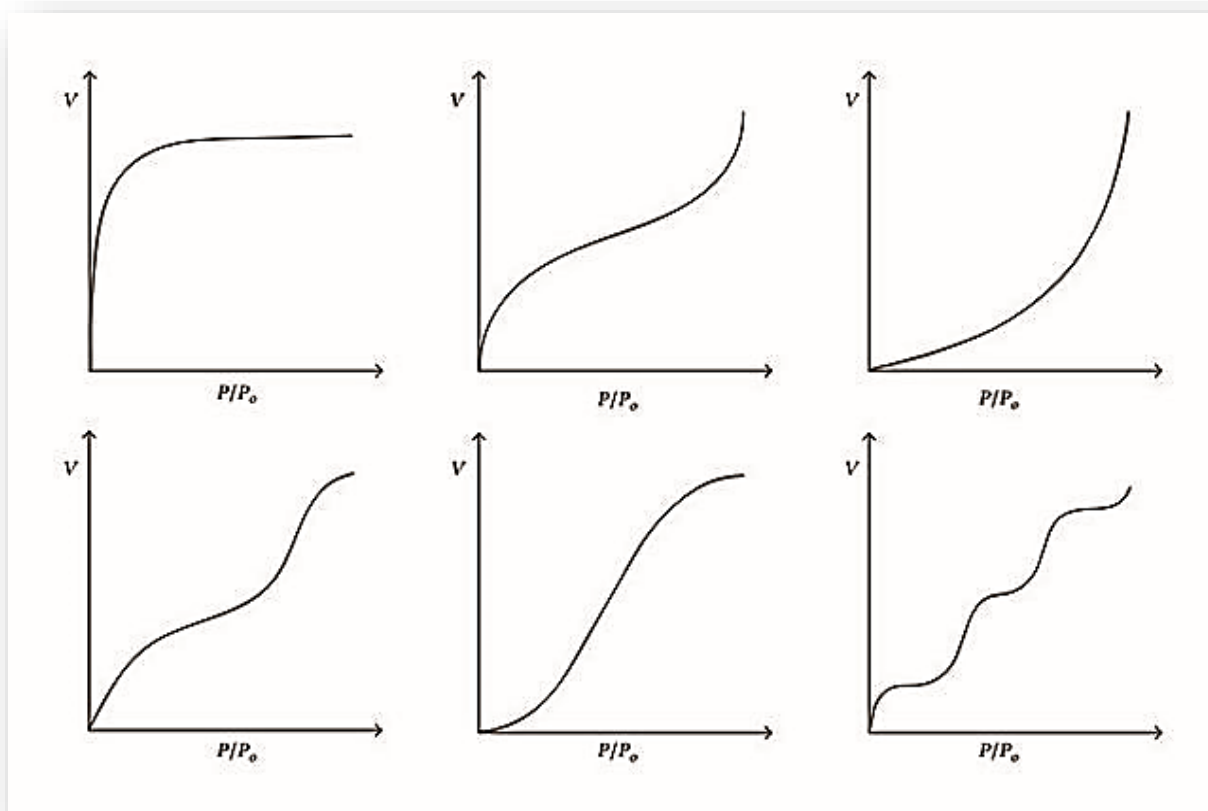
- L'isotherme de type **H** est un cas extrême du type L, reflétant une très forte affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant, entraînant une très forte adsorption. Ce type de courbe est caractérisé par une augmentation très forte de l'adsorption à de faibles concentrations de l'adsorbant.

- L'isotherme de type **C** est caractérisée par une relation linéaire entre la quantité de substance adsorbée ( $Q_e$ ) et sa concentration à l'équilibre ( $C_e$ ) jusqu'à ce que le système atteigne une certaine concentration, où l'adsorption se stabilise et forme une courbe horizontale.

Ce type de courbe reflète le cas de la physisorption, où les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat sont faibles, et peuvent indiquer une dissolution de l'adsorbant dans la solution plutôt qu'une adsorption réelle.

#### 4.1.2 Classification de Brunauer, Emmett et Teller

Ceci est illustré dans la [figure II.4](#). Classification en six types différents d'isothermes d'adsorption, Basé sur la forme des pores et les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat. Ces modèles nous aident à comprendre comment l'absorption se produit dans différents matériaux. Lesquelles sont détaillées comme suit :



**Figure II.4 :** Classification des isothermes d'adsorption selon **Brunauer**.

### 1) Isotherme de type I :

Ce type représente une adsorption en monocouche. La quantité de matière adsorbée augmente rapidement avec la concentration (ou pression) jusqu'à atteindre la saturation, créant ainsi un plateau horizontal partiel ou complet.

Il est associé aux matériaux microporeux ayant de petits pores ([Langmuir 1918](#); [Mosquera 2013](#)).

### 2) Isotherme de type II :

Ce type concerne l'adsorption poly moléculaire dans des adsorbants non poreux ou macroporeux.

Il n'y a pas de limite de saturation, ce qui signifie que l'adsorption continue avec l'augmentation de la pression sans atteindre un point de stabilité défini. ([Khalfaoui, et al. 2003](#))

### 3) Isotherme de type III :

Ce type concerne les adsorbants non poreux qui ont une énergie d'interaction faible entre l'adsorbant et l'adsorbat, Il représente une adsorption faible où l'interaction entre les molécules adsorbées et l'adsorbant est faible. ([Kong and Adidharma 2019](#))

### 4) Isothermes de type IV et V :

Ces isothermes concernent les adsorbants poreux, l'adsorption commence par une monocouche, suivie de multicouches sur la surface.

Le type IV est couramment observé dans les matériaux microporeux et mésoporeux.

### 5) Isotherme de type VI :

Ce type apparaît pour les matériaux non poreux avec une surface homogène, Il décrit une adsorption multilayer progressive et se produit uniquement lorsque la surface de l'échantillon comprend plusieurs types de sites d'adsorption ayant des propriétés énergétiques distinctes.

## 4.2 Modèles isothermes d'adsorption

Les modèles d'adsorption thermique sont utilisés pour comprendre le processus d'adsorption sur différentes surfaces et interpréter les propriétés de surface et l'affinité de l'adsorbant (Banerjee 2018; Senturk, et al. 2010), Chaque modèle offre une perspective distincte sur la façon dont le processus d'adsorption se produit.

Les isothermes d'adsorption facilitent la gestion de différents contaminants et la sélection du matériau approprié et des conditions idéales pour les processus basés sur l'adsorption, on utilise fréquemment trois modèles pour éliminer les polluants : l'isotherme de Langmuir, l'isotherme de Freundlich et l'isotherme de Temkin (Rathi and Kumar 2021). Les modèles les plus couramment utilisés sont détaillés dans cette thèse.

### 4.2.1 Isotherme de Langmuir

Selon le modèle de Langmuir (Langmuir 1918), la surface adsorbée est constituée de régions uniformes, telles que :

- Chaque site ne peut absorber qu'une seule molécule adsorbante. Il n'y a pas d'accumulation de molécules.
- Les sites adsorbés apparaissent homogènes.
- Aucune interaction ne se produit entre les molécules adsorbées.
- Le site adsorbé ne peut contenir plus d'une molécule.

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (4)$$

Avec :

$q_e$  est la capacité d'adsorption de l'adsorbant à l'équilibre (mg/g),

$q_{max}$  est la capacité d'absorption maximale à saturation de Langmuir (**mg/g**),

$C_e$  est concentration de l'adsorbant dans la solution à l'équilibre (**mg/L**),

$K_L$  est la constante d'adsorption à l'équilibre de Langmuir (**L/mg**) qui lui est associée.

#### 4.2.2 Isotherme de Freundlich

Le modèle de Freundlich est une équation empirique utilisée pour décrire le processus d'adsorption sur des surfaces hétérogènes (Freundlich 1906 ; Ho and McKay 1998). Ce modèle suppose que les sites d'adsorption ont des énergies de liaison variables et que la capacité d'adsorption augmente avec l'augmentation de la concentration de l'adsorbant dans la solution. Ce modèle est exprimé par l'équation suivante :

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

Où :

$q_e$  est la capacité d'adsorption de l'adsorbant à l'équilibre(**mg/g**),

$C_e$  c'est la concentration d'adsorbat en solution à l'équilibre(**mg/L**),

$K_F$  est la constante de Freundlich associée à la capacité d'adsorption ((**mg/g**) /(**mg/L**),

$n$  (sans dimension) est le facteur d'hétérogénéité.

#### 4.2.3 Isotherme de Redlich-Peterson :

C'est un modèle hybride, en (1959) **Redlich et Peterson** ont apporté une modification à l'équation de **Sibbes**. L'équation R-P a été relancée à la fin des années 1970, stimulée par **Goossens en 1978**, qui l'ont utilisée pour décrire l'adsorption de différents polluants de l'eau sur le charbon actif (Chu, et al. 2024). Ce qui permet son application à des systèmes homogènes comme hétérogènes. L'équation non linéaire du modèle isotherme de Redlich-Peterson est illustrée comme suit :

$$q_e = \frac{K_{RP} \cdot C_e}{1 + a_{RP} \cdot C_e^g} \quad (6)$$

Où :

$q_e$  est la quantité adsorbée par unité de masse de l'adsorbant à l'équilibre (**mg/g**),

$C_e$  est concentration de l'adsorbat à l'équilibre dans la solution (**mg/L**),

$K_{RP}$  est constant du modèle de Redlich-Peterson (**L/g**).

$a_{RP}$  est Constant du modèle de Redlich-Peterson ( $\text{mg/L}$ )<sup>-g</sup>.

$g$  est exposant du modèle Redlich-Peterson (adimensionnel) dont sa valeur doit être comprise entre ( $0 \leq g \leq 1$ ).

#### 4.2.4 Analyse Statistique

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel OriginPro2018. La validité et la précision des modèles cinétiques et isothermes ont été évaluées à l'aide de coefficients de corrélation ( $R^2$ ) et de valeurs du chi carré ajustées ( $\chi^2$ ). Ces paramètres statistiques ont été calculés à l'aide des équations (07, 08) pour évaluer dans quelle mesure les modèles correspondent aux données expérimentales, garantissant une interprétation précise et fiable du processus d'adsorption.

$$Red_{\chi^2} = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{e,exp} - q_{e,cal})^2}{n - p} \quad (07)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{e,exp} - q_{e,cal})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{e,exp} - q_{e,mean})^2} \quad (08)$$

### 5 Thermodynamique d'adsorption

La thermodynamique de l'adsorption étudie les paramètres énergétiques et les bilans associés au processus d'adsorption, tels que le changement d'enthalpie  $\Delta H^\circ$ , le changement d'entropie  $\Delta S^\circ$  et le changement d'énergie libre de Gibbs  $\Delta G^\circ$ . Cette étude permet de comprendre la spontanéité, la nature, qu'elle soit physique ou chimique de l'adsorption (Raganati et al. 2018), et l'efficacité de l'adsorption, en plus d'évaluer les interactions entre les molécules adsorbées et la surface de l'adsorbant.

Les paramètres thermodynamiques peuvent être déterminés en appliquant les équations suivantes (Kumar Singh et Anil Kumar 2018 ; Wilson et Handan Tezel 2021) :

$$\Delta G^\circ = R \cdot T \cdot \ln K_L \quad (09)$$

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T \Delta S^\circ \quad (10)$$

Où :  $R$  est la constante universelle des gaz parfaits,  $T$  est la température absolue et  $K_L$  est la constante de Langmuir. Substitution équivalente. (09) dans l'équation. (10) Résultats dans l'équation de Van't Hoff :

$$\ln K_L = \left( \frac{\Delta S^\circ}{R} \right) - \left( \frac{\Delta H^\circ}{RT} \right) \quad (11)$$

La **variation de l'enthalpie standard  $\Delta H^\circ$**  indique la nature du processus d'adsorption, qu'il soit exothermique ou endothermique. Une valeur négative de  $\Delta H^\circ$  correspond à un processus exothermique, où l'énergie est libérée sous forme de chaleur vers l'environnement. Une valeur positive, en revanche, reflète un processus endothermique, où l'énergie est absorbée de l'environnement (Doke and Khan 2013). Dans le cas de l'adsorption physique,  $\Delta H^\circ$  est inférieure à 20 kJ/mol, tandis qu'elle dépasse 40 kJ/mol pour l'adsorption chimique.

De plus, la **variation de l'entropie ( $\Delta S^\circ$ )** reflète le degré de désordre ou d'organisation des molécules adsorbées à l'interface solide-gaz. Une valeur positive de  $\Delta S^\circ > 0$  indique une augmentation du désordre, avec des molécules adsorbées moins organisées. À l'inverse, une valeur négative  $\Delta S^\circ < 0$  suggère un arrangement plus ordonné des molécules à la surface (Doke and Khan 2013). En ce qui concerne la **variation de l'énergie libre de Gibbs ( $\Delta G^\circ$ )** elle détermine la spontanéité du processus d'adsorption. Une valeur négative  $\Delta G^\circ < 0$  indique que le processus est spontané et thermodynamiquement favorable. En revanche, une valeur positive  $\Delta G^\circ > 0$  signifie que le processus est non spontané et inefficace (Mabuza, et al. 2022).

## 6 Présentation Générale des Charbons Activés

Le charbon actif, est un matériau très poreux composé principalement de carbone, connu pour ses capacités d'adsorption exceptionnelles. Il est produit par carbonisation de matières organiques suivie de processus d'activation qui améliorent sa surface et sa porosité. Cette structure unique permet au charbon actif d'éliminer efficacement les contaminants et d'adsorber les molécules organiques et inorganiques (Adibmehr and Faghihian 2018). Elle se caractérise par la présence de petits pores (trous ou vides) de la taille d'une molécule. Ces pores sont responsables du processus d'adsorption grâce aux forces de Van der Waals résultant de la proximité des atomes de carbone. La porosité est classée en trois catégories : la microporosité, la mésoporosité et la macroporosité. (Abel, et al. ; Hasdi, et al. 2023).

Le charbon actif est utilisé sous diverses formes, telles que poudre et granulés. Ses applications incluent le traitement de l'eau, la purification de l'air des gaz toxiques et des composés organiques volatils, l'élimination des couleurs dans l'industrie alimentaire et le traitement des intoxications grâce à sa grande capacité d'adsorption (Azad, et al.). À mesure

que l'intérêt pour les technologies durables augmente, le charbon actif reste un matériau clé dans la purification et l'adsorption, avec des horizons élargis pour son utilisation dans des applications innovantes telles que le stockage d'énergie et les batteries, ce qui rend la compréhension et l'éducation de ses propriétés une nécessité pour les utilisateurs et les fabricants.

### 6.1 Les sources de préparation du charbon actif

La préparation du charbon actif impliquait plusieurs matières premières, principalement dérivées de déchets végétaux et agricoles, qui sont rentables et respectueuses de l'environnement., telles que sugar cane bagasse (Dai, et al. 2020; El Naga, et al. 2019), Coquilles d'arachide (Mandal, et al. 2024), coques de noix de coco (Saad, et al. 2024; Saleem, et al. 2024), écorces de grenade (Suhaimi, et al. 2022), balle de riz (Muniandy, et al. 2014), écorces d'orange et de citron (Ramutshatsha-Makhwedzha, et al. 2022), ou copeaux de différents types de bois dur (Efremov, et al.) et surtout résidus de biomasse de palmiers dattiers (Al-Hazeef, et al. 2024; Cherdoud, et al. 2023; Hassan, et al. 2024).

### 6.2 Méthode de préparation du charbon actif

La capacité d'adsorption du charbon actif repose principalement sur le processus d'activation, destiné à augmenter sa porosité. Ces techniques nécessitent des interactions particulières avec la structure carbonée afin de créer des micropores et des mésopores, qui jouent un rôle crucial dans le processus d'adsorption (Ugwu and Agunwamba 2020). La préparation du charbon actif nécessite diverses étapes qui métamorphosent le matériau initial en un matériau extrêmement poreux et absorbant. On peut généralement répartir ces processus en méthodes chimiques et physiques, chacune incluant des étapes et des techniques propres. La sélection de la méthode est généralement déterminée par les caractéristiques désirées du charbon actif et le type de matériau précurseur.

Les méthodes d'activation au charbon actif sont généralement divisées en deux types principaux :

#### ➤ Activation chimique :

L'activation chimique est l'une des méthodes efficaces de préparation du charbon actif, car elle implique deux processus de base : l'imprégnation avec des produits chimiques et la carbonisation. Le processus commence par l'imprégnation des matières premières avec des agents chimiques tels que l'acide phosphorique ( $H_3PO_4$ ), qui contribue au développement de la porosité et à l'augmentation de la surface effective, garantissant une efficacité de production

élevée, de faibles coûts et des performances exceptionnelles, en particulier dans la préparation de fibres de charbon actif. Cette étape est suivie d'une carbonisation, au cours de laquelle le matériau saturé est chauffé dans un environnement inerte (comme l'azote) à haute température, décomposant la matière organique et laissant une structure riche en carbone caractérisée par une porosité élevée. Cette combinaison d'imprégnation et de carbonisation constitue la base du développement des propriétés d'adsorption distinctes du charbon actif (Liu, et al. 2022; Yoon, et al. 2016).

➤ **Activation physique :**

L'activation physique est l'une des principales méthodes de préparation du charbon actif et repose sur l'utilisation de températures élevées et de gaz oxydants pour développer la porosité du matériau carboné et augmenter la surface. Le processus commence par la carbonisation, où les matières premières sont chauffées dans un environnement inerte (comme l'azote). Le processus de pyrolyse passe par des étapes séquentielles qui incluent la déshumidification, la décomposition des liaisons chimiques et la carbonisation pour former des matériaux riches en carbone. Les produits finaux varient en fonction des conditions de traitement et de la température, et l'activation du gaz se produit, où le matériau carburé est exposé à des gaz oxydants tels que la vapeur d'eau ou le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) à des températures comprises entre 800 et 1 100 °C. Ce processus contribue à améliorer la porosité et à développer la structure des micropores, ce qui améliore les propriétés d'adsorption et augmente l'efficacité du charbon actif dans diverses applications (Hasdi, et al. 2023).

### 6.3 Utiliser résidus de biomasse de palmiers dattiers comme charbon actif

Le palmier dattier, scientifiquement nommé *Phoenix dactylifera*, a été désigné par Linné en 1734. Le terme "Phoenix" tirerait son origine du mot grec *phoinix* (Pierre 1973), utilisé par les Grecs de l'Antiquité pour désigner le dattier, qu'ils considéraient comme l'arbre des Phéniciens. On le trouve principalement dans les régions arides et semi-arides du Moyen-Orient, d'Afrique du Nord, de la péninsule arabique et dans certaines parties de l'Iran. Sa domestication remonte à environ 4000 avant JC en Mésopotamie, avec sa culture s'étendant dans divers climats appropriés à l'échelle mondiale et prospérant dans des environnements sableux salés (EL-Mously, et al. 2023; Krueger 2021) .

La production de palmiers dattiers est une activité agricole importante dans le monde entier, contribuant à la durabilité économique et environnementale. Au niveau mondial, le nombre de palmiers dattiers dans le monde est estimé à environ (> 1,3 million d'hectares ; > 8,4 millions de tonnes), selon des études récentes (Rekis and Laiadi 2020; SOUDANI 2024).

L'Algérie se classe au quatrième rang des plus grands producteurs de dattes au monde, la production algérienne devrait atteindre environ 630 000 tonnes, avec une production répartie dans 16 provinces. La région de Biskra, en particulier, est célèbre pour sa production de dattes et a montré une corrélation positive avec le revenu national, soulignant son rôle dans la diversification économique et la croissance des exportations (Mokadem, et al. 2024). Les résidus de palmiers constituent une ressource biomasse pérenne. Selon la source, chaque palmier génère 15 kg de biomasse annuellement (Salem, et al. 2021). Les résidus de palmiers se composent d'une série d'éléments abandonnés, comme les feuilles, les tiges, les pétioles, les espaces vacants et les grappes. Des recherches précédentes (Almi, et al. 2015; Chahinez, et al. 2020; Maaloul, et al. 2021; Mebarka, et al. 2024; Salem, et al. 2021) ont exploité le charbon actif provenant des déchets de palme comme une solution durable pour la gestion des déchets agricoles et la valorisation comme ressources bénéfiques, diminuant par conséquent les impacts sur l'environnement.

- **Les feuilles de palmier dattier :**

La fronde du palmier dattier, communément appelées feuilles de palmier dattier, est l'une des parties principales du palmier dattier (*Phoenix dactylifera*). Ces feuilles sont longues et composées, et leur tige principale porte de nombreuses fines folioles sur ses côtés. Les ailerons sont solides et flexibles, ce qui les rend polyvalents pour des utilisations agricoles et industrielles. La longueur des feuilles de palmier varie généralement entre (3 et 6 m) et leur couleur va du vert foncé pour les jeunes feuilles au brun pour les feuilles plus âgées. Il joue un rôle essentiel dans la vie du palmier, participant au processus de photosynthèse et assurant la protection du fruit au cours de sa croissance.

Les feuilles de palmier sont une ressource naturelle aux usages multiples. En agriculture, il est utilisé comme aliment animal après séchage. Dans l'artisanat traditionnel, ils sont utilisés pour fabriquer des nattes, des paniers et des meubles artisanaux dans les industries modernes, c'est une matière première pour la production de charbon actif et d'engrais organiques, ce qui augmente sa valeur économique. En outre, il contribue à préserver l'environnement en tant que ressource durable, à promouvoir le recyclage et à réduire les déchets agricoles, ce qui en fait un élément essentiel pour atteindre la durabilité environnementale (Darwish, et al. 2019; El-Mously and Darwish 2020).

## 7 Conclusion

Ce chapitre met en évidence que l'adsorption est un phénomène de surface influencé par plusieurs facteurs déterminants pour son efficacité, tels que les propriétés des adsorbants, la nature des polluants et les conditions environnementales. De plus, divers modèles cinétiques et isothermes ont été détaillés, constituant des outils essentiels pour analyser et comprendre en profondeur les dynamiques d'adsorption.

Une vue d'ensemble a également été présentée sur le charbon actif, notamment ses sources et ses méthodes de préparation. Un accent particulier a été mis sur les feuilles de palmier dattier, considérées comme des résidus agricoles prometteurs pour améliorer les performances d'adsorption. Leur disponibilité abondante, en particulier en Algérie, en fait une ressource économique et durable. Cette analyse souligne l'importance de valoriser les ressources locales pour optimiser les processus d'adsorption dans les applications environnementales et industrielles.

## *Liste des Références (Chapitre II) Partie I :*

- Abel, L. G. C., do Rosário, F. S., de Oliveira Rocha, K., Morales, E. A. M., de Araujo, V. A., Cortez-Barbosa, J., & Gava, M. (2023). Activated bamboo charcoal and açai waste to remove contaminants—a review. <https://doi.org/10.32406/v6n2/2023/84-100/agrariacad>.
- Abin-Bazaine, A., Trujillo, A. C., & Olmos-Marquez, M. (2022). Adsorption isotherms: Enlightenment of the phenomenon of adsorption. *Wastewater Treatment*, 19, 1-5. <https://doi.org/10.5772/intechopen.104260>
- ABOUA, K. N., SORO, D. B., DIARRA, M., DIBI, K., N'GUETTIA, K. R., & TRAORE, K. S. (2018). Étude de l'adsorption du colorant orange de méthyle sur charbons actifs en milieu aqueux: influence de la concentration de l'agent chimique d'activation. *Afrique science*, 14(6), 322-331.
- ACHOUR, Y. (2019). Élimination des polluants chimiques en milieu aqueux par utilisation d'un nouvel adsorbant : bombax buonopozense. [228-19-YOUNESS ACHOUR.pdf](#)
- Adibmehr, M., & Faghihian, H. (2018). Magnetization and functionalization of activated carbon prepared by oak shell biowaste for removal of Pb<sup>2+</sup> from aqueous solutions. *Chemical Engineering Communications*, 205(4), 519-532. <https://doi.org/10.1080/00986445.2017.1404461>
- Ahmaruzzaman, M., Roy, S., Khanikar, L., Sillanpää, M., & Rtimi, S. (2024). Magnetic Nanocomposites as Emerging Paradigm for Mitigation of Arsenic from Aqueous Sources. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, 1-32. <https://doi.org/10.1007/s10904-024-03422-8>
- Al-Hazeef, M. S., Aidi, A., Hecini, L., Osman, A. I., Hasan, G. G., Althamthami, M., . . . Rooney, D. W. (2024). Valorizing date palm spikelets into activated carbon-derived composite for methyl orange adsorption: advancing circular bioeconomy in wastewater treatment—a comprehensive study on its equilibrium, kinetics, thermodynamics, and mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(38), 50493-50512. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34581-3>
- Almi, K., Lakel, S., Benchabane, A., & Kriker, A. (2015). Characterization of date palm wood used as composites reinforcement. *Acta Physica Polonica A*, 127(4), 1072-1074. <https://doi.org/10.12693/APhysPolA.127.1072>
- Azad, D., Pateriya, R., & Sharma, R. K. (2021). A Review on Preparation and Characterization of Activated Bio-Char. <https://doi.org/10.9734/IJECC/2021/v11i430398>
- Banerjee, S. (2018). Enhanced removal of methylene blue dye from its aqueous solutions using humic acid-functionalized alumina nanoparticles. *Research on Chemical Intermediates*, 44, 4119-4148. <https://doi.org/10.1007/s11164-018-3359-3>
- BELLIL, A. (2015). *Optimisation d'un réacteur de production de l'ammoniaque*. <http://archives.univ-biskra.dz/handle/123456789/6575>
- Blanchard, G., Maunaye, M., & Martin, G. (1984). Removal of heavy metals from waters by means of natural zeolites. *Water research*, 18(12), 1501-1507. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90124-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90124-6).
- Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical society*, 60(2), 309-319. <https://doi.org/10.1021/ja01269a023>.
- Chahinez, H.-O., Abdelkader, O., Leila, Y., & Tran, H. N. (2020). One-stage preparation of palm petiole-derived biochar : Characterization and application for adsorption of crystal violet dye in water. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100872. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100872>

- Chiban, M., Zerbet, M., Carja, G., & Sinan, F. (2012). Application of low-cost adsorbents for arsenic removal: A review. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4(5), 91-102. <https://doi.org/10.5897/JECE11.013>
- Chiñas-Rojas, L. E., Vivar-Vera, G., Cruz-Martínez, Y. F., Colohua, S. L., Rivera, J. M., & Houbroun, E. (2022). Transition Metals-Based Metal-Organic Frameworks, Synthesis, and Environmental Applications *Sorption-From Fundamentals to Applications*: IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.104294>
- Chitour, C. E. (1992). *Physico-chimie des surfaces : Les interfaces gaz-solide et liquide-solide*: Office des publications universitaires.
- Chu, K. H., Hashim, M. A., da Costa Santos, Y. T., Debord, J., Harel, M., & Bollinger, J.-C. (2024). The Redlich–Peterson isotherm for aqueous phase adsorption: Pitfalls in data analysis and interpretation. *Chemical Engineering Science*, 285, 119573. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2023.119573>.
- Dai, Y., Li, J., & Shan, D. (2020). Adsorption of tetracycline in aqueous solution by biochar derived from waste *Auricularia auricula* dregs. *Chemosphere*, 238, 124432. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124432>
- Darwish, E., Mansour, Y., Elmously, H., & Abdelrahman, A. (2019). The technical heritage of date palm leaves utilization in traditional handicrafts and architecture in Egypt & the Middle East. *By-Products of Palm Trees and Their Applications*, 11, 325. <https://doi.org/10.21741/9781644900178-28>
- Dinçer, A. R., Güneş, Y., & Karakaya, N. (2007). Coal-based bottom ash (CBBA) waste material as adsorbent for removal of textile dyestuffs from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 141(3), 529-535. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.064>
- Doke, K. M., & Khan, E. M. (2013). Adsorption thermodynamics to clean up wastewater; critical review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12(1), 25-44. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9273-z>
- Efremov, O., Kusturov, V., Loginova, O., Diyuk, V., & Starik, S. (2024). A study on the adsorption capacity of carbon materials obtained from different plant raw materials. *Himia, Fizika ta Tehnologija Poverhni*, 15(3). <https://doi.org/10.15407/hftp15.03.390>
- El-Mously, H., & Darwish, E. (2020). Date palm byproducts: history of utilization and technical heritage. *Date palm fiber composites: Processing, properties and applications*, 3-71. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-9339-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-981-15-9339-0_1)
- EL-Mously, H., Midani, M., & Darwish, E. A. (2023). The Date Palm Byproducts: Description, History of Utilization and Associated Technological Heritage *Date Palm Byproducts: A Springboard for Circular Bio Economy* (pp. 17-90): Springer. [https://doi.org/10.1007/978-981-99-0475-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-981-99-0475-4_2)
- El Bardiji, N., Ziat, K., Naji, A., & Saidi, M. (2020). Fractal-like kinetics of adsorption applied to the solid/solution interface. *ACS omega*, 5(10), 5105-5115. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b04088>
- El Naga, A. O. A., El Saied, M., Shaban, S. A., & El Kady, F. Y. (2019). Fast removal of diclofenac sodium from aqueous solution using sugar cane bagasse-derived activated carbon. *Journal of Molecular Liquids*, 285, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.04.062>
- Elviri, L., Asadzadeh, M., Cucinelli, R., Bianchera, A., & Bettini, R. (2015). Macroporous chitosan hydrogels: Effects of sulfur on the loading and release behaviour of amino acid-based compounds. *Carbohydrate Polymers*, 132, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2015.06.048>
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical engineering journal*, 156(1), 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>

- Freundlich, H. (1906). Über die adsorption in losungen, zeitschrift fur physische chemie. *Zeitschrift Fur Physikalische Chemie*, 62(5), 121-125. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>
- Ghrissi BOUAZIZ, M. (2023). *Etude de la rétention du cuivre en solutions aqueuses par une bentonite de Mostaganem modifiée*. Université Mohamed Khider Biskra. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/6211>
- Giles, C. H., Smith, D., & Huitson, A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47(3), 755-765. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5).
- Gupta, V. K., Nayak, A., Bhushan, B., & Agarwal, S. (2015). A critical analysis on the efficiency of activated carbons from low-cost precursors for heavy metals remediation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(6), 613-668. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.876526>.
- Hadj-Otmane, C. (2024). *Synthèse des charbons à base d'un biomatériau local: Caractérisation et propriétés d'adsorption des colorants synthétiques en milieux aqueux*. Faculté des sciences et technologie. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/6695>.
- Hammud, K. K. (2023). Isothermal adsorption models: mini-focused observations. *Journal of Petroleum Research and Studies*, 13(1), 132-145. <https://doi.org/10.52716/jprs.v13i1.613>.
- Hasdi, N. D., Ahmad, N., Ahya, M. K., & Puasa, S. W. (2023). An overview of activated carbon preparation from various precursors. *Scientific Research Journal*, 20(1), 51-87.
- Hassan, N. A. A. C., Hapiz, A., Jawad, A. H., ALothman, Z. A., & Wilson, L. D. (2024). Desirability function and Box-Behnken design optimization for crystal violet dye adsorption by palm date stone activated carbon. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05710-2>
- Ho, Y.-S., & McKay, G. (1998). Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical engineering journal*, 70(2), 115-124. [https://doi.org/10.1016/S0923-0467\(98\)00076-1](https://doi.org/10.1016/S0923-0467(98)00076-1)
- Issaoui, H., Sallem, F., Lafaille, J., Grassl, B., & Charrier-El Bouhtoury, F. (2021). Biosorption of heavy metals from water onto phenolic foams based on tannins and lignin alkaline liquor. *International Journal of Environmental Research*, 15, 369-381. <https://doi.org/10.1007/s41742-021-00313-5>.
- Jawad, A. H., Abdulhameed, A. S., Wilson, L. D., Syed-Hassan, S. S. A., ALothman, Z. A., & Khan, M. R. (2021). High surface area and mesoporous activated carbon from KOH-activated dragon fruit peels for methylene blue dye adsorption: optimization and mechanism study. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 32, 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.09.070>.
- Khalifaoui, M., Knani, S., Hachicha, M., & Lamine, A. B. (2003). New theoretical expressions for the five adsorption type isotherms classified by BET based on statistical physics treatment. *Journal of Colloid and Interface Science*, 263(2), 350-356. [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00139-5](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00139-5).
- KENOUCHE, S. (2016). Physico-chimie des surfaces et catalyse hétérogène. *Notes de cours, Université de Biskra, Année universitaire, 2017*.
- Kong, L., & Adidharma, H. (2019). A new adsorption model based on generalized van der Waals partition function for the description of all types of adsorption isotherms. *Chemical engineering journal*, 375, 122112. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122112>
- Krueger, R. R. (2021). Date palm (*Phoenix dactylifera* L.) biology and utilization *The Date Palm Genome, Vol. 1 : Phylogeny, Biodiversity and Mapping* (pp. 3-28) : Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-73746-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-73746-7_1)

- Kyriakopoulos, G. L., Tsimnadis, K., Sebos, I., & Charabi, Y. (2024). Investigating the Effect of Pore Size Distribution on the Sorption Types and the Adsorption-Deformation Characteristics of Porous Continua : The Case of Adsorption on Carbonaceous Materials. *Crystals*, 14(8), 742. <https://doi.org/10.3390/cryst14080742>
- Lagergren, S. (1898). Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40(9), 1361-1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>
- Liu, X., Li, Q., Zhang, G., Zheng, Y., & Zhao, Y. (2022). Preparation of activated carbon from Guhanshan coal and its effect on methane adsorption thermodynamics at different temperatures. *Powder Technology*, 395, 424-442. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2021.09.076>
- Low, M. (1960). Kinetics of chemisorption of gases on solids. *Chemical Reviews*, 60(3), 267-312. <https://doi.org/10.1021/cr60205a003>
- Maaloul, N., Oulego, P., Rendueles, M., Ghorbal, A., & Díaz, M. (2021). *Novel Biosorbents from Tunisian Date Palm "Bouhattam" Seeds for Copper (II) Ion Adsorption*. Paper presented at the Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions (2nd Edition) Proceedings of 2nd Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI-2), Tunisia 2019. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-51210-1\\_127](https://doi.org/10.1007/978-3-030-51210-1_127).
- Mabuza, M., Premllall, K., & Daramola, M. O. (2022). Modelling and thermodynamic properties of pure CO<sub>2</sub> and flue gas sorption data on South African coals using Langmuir, Freundlich, Temkin, and extended Langmuir isotherm models. *International Journal of Coal Science & Technology*, 9(1), 45. <https://doi.org/10.1007/s40789-022-00515-y>.
- Mandal, S., Stephen, D., & Janardhanan, S. K. (2024). Activated carbon with composite pore structures made from peanut shell and areca nut fibers as sustainable adsorbent material for the efficient removal of active pharmaceuticals from aqueous media. *RSC Sustainability*, 2(10), 3022-3035. <https://doi.org/10.1039/D4SU00262H>
- Marsteau, S. (2005). *Traitement des gaz dangereux captés sur les lieux de travail. Les procédés de traitement*.
- McLintock, I. (1967). The Elovich equation in chemisorption kinetics. *Nature*, 216(5121), 1204-1205. <https://doi.org/10.1038/2161204a0>
- Mebarka, K., Aidi, A., Rehali, H., Djezzar, Z., & Othmane, T. (2024). Potencial de carbono activado das folhas de palma-Biskra para a remoção de cobre (II) por adsorção : cinética e modelagem térmica. *Studies in Engineering and Exact Sciences*, 5(2), e7726-e7726. <https://doi.org/10.54021/seesv5n2-187>
- Merle, T. (2009). *Couplage des procédés d'adsorption et d'ozonation pour l'élimination de molécules bio-récalcitrantes*. Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse.
- Mokadem, L., Haddadj, M., & Zergoune, M. (2024). The reality of date production in algeria and its relationship with national income : An econometric study using the autoregressive distributed lag (ardl) model during the period 2000-2019. *International Journal of Professional Business Review : Int. J. Prof. Bus. Rev.*, 9(10), 14. <https://doi.org/10.26668/businessreview/2024.v9i10.5022>
- Mosquera, M. A. (2013). Simple isotherm equations to fit type I adsorption data. *Fluid phase equilibria*, 337, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.fluid.2012.09.010>.
- Murphy, O. P., Vashishtha, M., Palanisamy, P., & Kumar, K. V. (2023). A review on the adsorption isotherms and design calculations for the optimization of adsorbent mass and contact time. *ACS omega*, 8(20), 17407-17430. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c08155>.

- Muniandy, L., Adam, F., Mohamed, A. R., & Ng, E.-P. (2014). The synthesis and characterization of high purity mixed microporous/mesoporous activated carbon from rice husk using chemical activation with NaOH and KOH. *Microporous and Mesoporous Materials*, 197, 316-323. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2014.06.020>
- Perrin, L. (2009). *Faisabilité de la valorisation des BHpM comme piègeur de polluant (CrVI) et validation comme MTD*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Pierre, M. (1973). Le palmier-dattier. *Techniques agricoles et productions tropicales*. XXIV, Ed. Maisonneuve et La rose. Paris.
- Senturk, H. B., Ozdes, D., & Duran, C. (2010). Biosorption of Rhodamine 6G from aqueous solutions onto almond shell (*Prunus dulcis*) as a low cost biosorbent. *Desalination*, 252(1-3), 81-87. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.10.021>.
- Ramutshatsha-Makhwedzha, D., Mavhungu, A., Moropeng, M. L., & Mbaya, R. (2022). Activated carbon derived from waste orange and lemon peels for the adsorption of methyl orange and methylene blue dyes from wastewater. *Heliyon*, 8(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09930>
- Rathi, B. S., & Kumar, P. S. (2021). Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater. *Environmental Pollution*, 280, 116995. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116995>
- Rekis, A., & Laiadi, Z. (2020). Interrelationships between some vegetative components and fruit quality of Algerian date palm. <https://doi.org/10.15547/ast.2020.01.014>
- Roginsky, S., & Zeldovich, Y. B. (1934). The catalytic oxidation of carbon monoxide on manganese dioxide. *Acta Phys. Chem. USSR*, 1(554), 2019.
- Ruthven, D. M. (1984). *Principles of adsorption and adsorption processes*: John Wiley & Sons.(Thèse).
- Saad, F. N. M., Quan, O. C., Izhar, T. N. T., al Hwidi, R. S., & Syafiuddin, A. (2024). Evaluation of the use of activated carbon derived from coconut shells to treat car wash wastewaters. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 100452. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100452>
- Saleem, J., Moghal, Z. K. B., Pradhan, S., & McKay, G. (2024). High-performance activated carbon from coconut shells for dye removal: study of isotherm and thermodynamics. *RSC advances*, 14(46), 33797-33808. <https://doi.org/10.1039/D4RA06287F>
- Salem, I. B., El Gamal, M., Sharma, M., Hameedi, S., & Howari, F. M. (2021). Utilization of the UAE date palm leaf biochar in carbon dioxide capture and sequestration processes. *Journal of environmental management*, 299, 113644. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113644>
- Senturk, H. B., Ozdes, D., & Duran, C. (2010). Biosorption of Rhodamine 6G from aqueous solutions onto almond shell (*Prunus dulcis*) as a low cost biosorbent. *Desalination*, 252(1-3), 81-87. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.10.021>
- Slejko, F. L. (1985). Adsorption technology: a step-by-step approach to process evaluation and application. (No Title).
- Smith, J. M. (1950). Introduction to chemical engineering thermodynamics: ACS Publications.
- SOUDANI, A. (2024). *Etude de la rétention des métaux lourds par adsorption sur des charbons actifs préparés à partir des résidus agricoles*. Faculté des Sciences et de la technologie. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/6610>
- Suhaimi, A., Abdulhameed, A. S., Jawad, A. H., Yousef, T. A., Al Duaij, O., AlOthman, Z. A., & Wilson, L. D. (2022). Production of large surface area activated carbon from a mixture of carrot juice pulp and pomegranate peel using microwave radiation-assisted ZnCl<sub>2</sub> activation: an optimized removal process and tailored adsorption mechanism of

- crystal violet dye. *Diamond and related materials*, 130, 109456. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2022.109456>
- Taylor, H. A., & Thon, N. (1952). Kinetics of Chemisorption1. *Journal of the American Chemical society*, 74(16), 4169-4173. <https://doi.org/10.1021/ja01136a063>
- Temkin, M. (1940). Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. *Acta physiochim. URSS*, 12, 327-356.
- Temkin, M. J., & Pyzhev, V. (1940). Recent modifications to Langmuir isotherms.
- Tran, H. N. (2022). Differences between Chemical Reaction Kinetics and Adsorption Kinetics: Fundamentals and Discussion. *Journal of Technical Education Science*, 17(Special Issue 01), 33-47. <https://doi.org/10.54644/jte.70B.2022.1154>
- Tran, H. N. (2023). Applying linear forms of pseudo-second-order kinetic model for feasibly identifying errors in the initial periods of time-dependent adsorption datasets. *Water*, 15(6), 1231. <https://doi.org/10.3390/w15061231>
- Ugwu, E. I., & Agunwamba, J. C. (2020). Optimal conditions for adsorption of zinc from industrial wastewater using groundnut husk ash. *Environmental monitoring and assessment*, 192(6), 345. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08262-w>
- Yoon, J. Y., Cho, E. J., & Lee, T. S. (2016). Activated carbon fiber and preparation method therefor: Google Patents.
- Weber Jr, W. J., & Morris, J. C. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the sanitary engineering division*, 89(2), 31-59. <https://doi.org/10.1061/JSEDAI.0000430>.

# Partie II

## Partie Expérimentale



# **Chapitre I :**

## **Matériels et méthodes**

## 1 Introduction

Ce chapitre est consacré à l'étude le processus de préparation des matériaux adsorbants (charbon actif), avec un focus sur l'utilisation des feuilles de palmier comme matière première. Les feuilles de palmier sont un déchet agricole renouvelable et ont été exploitées dans ce travail en utilisant différents agents chimiques, en variant le temps et le volume d'activation. Cette recherche vise à évaluer l'efficacité de ces matériaux dans l'adsorption des ions de cuivre, afin de déterminer le matériau le plus performant en termes de capacité d'adsorption dans les chapitres suivants.

Le chapitre couvre également les procédures suivies lors de la réalisation les tests d'adsorption d'ions cuivre, y compris la cinétique, la quantité de matériau absorbant, la concentration initiale de la solution, la température et le pH.

De plus, des différentes techniques d'analyse utilisées pour caractériser les matériaux seront passées en revue, dans le but d'évaluer ultérieurement leurs propriétés physiques et chimiques.

## 2 Les matières premières utilisées

Des feuilles de palmier dattier (DPL) ont été obtenues dans la région de Biskra en Algérie. Sélectionnés dans la région de M'Chouneche (bord du Wadi Labyad), connue pour regorger de vastes palmeraies, les palmiers dattiers Mouch-dakla ou (Al-Qarbaï) étaient récoltés à la fin de la saison d'automne lors de la taille et du nettoyage des arbres.

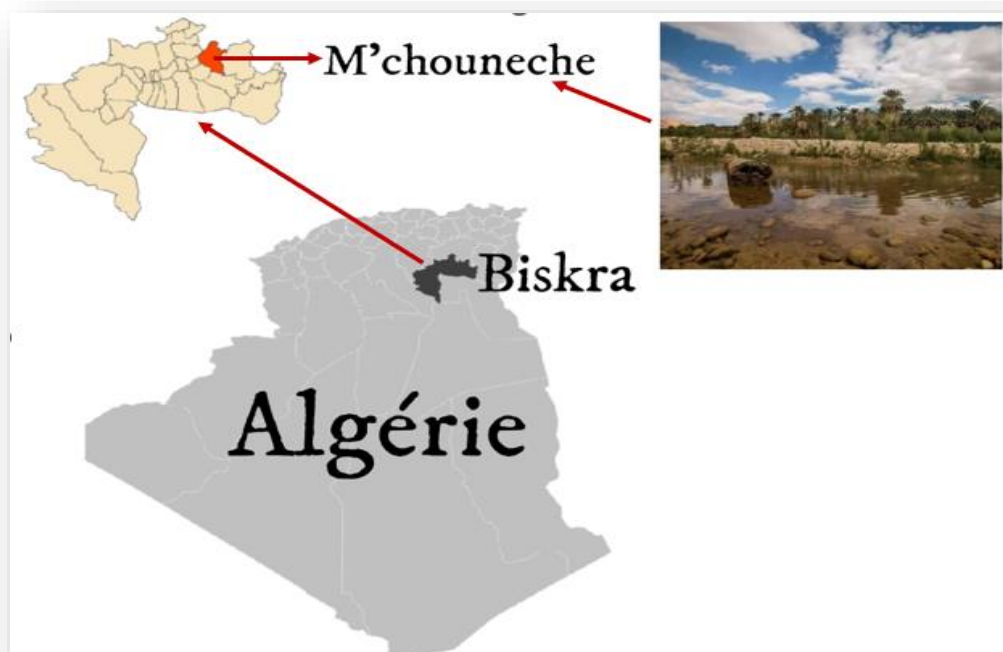


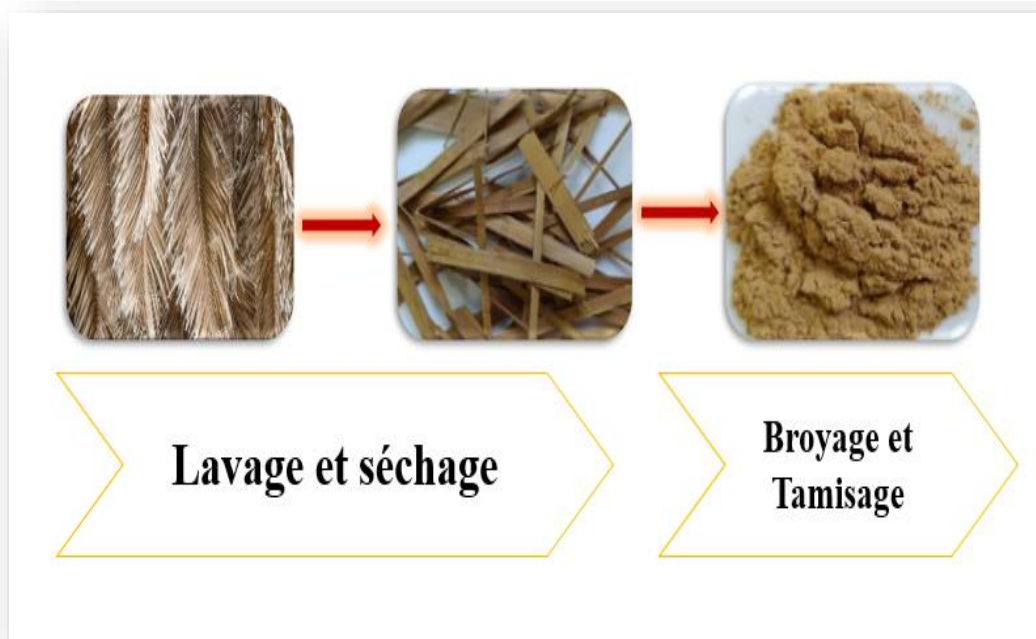
Figure I.1 : Localisation des matières premières obtenues.

### 3 Procédure de fabrication du charbon actif par activation chimique

Le charbon actif peut être préparé physiquement ou chimiquement. Selon plusieurs études, le charbon actif a été synthétisé chimiquement à partir de déchets agricoles (Jawad et al. 2024 ; Amdur et al. 2024). Cette méthode est largement utilisée en raison de son efficacité dans la production de charbon actif de haute qualité aux propriétés contrôlables adaptées à divers besoins applications industrielles et environnementales.

#### 3.1 Préparation

Les feuilles de palmier sont lavées à plusieurs reprises avec de l'eau du robinet afin d'éliminer toutes les impuretés et poussières, puis avec de l'eau distillée et séchées à l'air libre pendant plusieurs jours. Ces feuilles sont écrasées et broyées en deux étapes, la première à l'aide d'un mortier et d'un pilon. Diminuez la dimension, puis utilisez un broyeur électrique afin d'obtenir une poudre. La poudre est tamisée pour obtenir une granulométrie fine ne dépassant pas **90  $\mu\text{m}$** . et séché pour réduire la teneur en humidité.



**Figure I.2 :** Étape de préparation de la biomasse.

### 3.2 Imprégnation des matières premières avec des agents d'activation chimiques

Les agents chimiques à prendre en compte comprennent des produits tels que les sels de chlorure de sodium et de chlorure de potassium (**NaCl et KCl**), l'acide chlorhydrique (**HCl**) et les hydroxydes de potassium et de sodium (**KOH et NaOH**).

**Processus :** La matière première séchée est imprégnée dans l'agent chimique. Nous l'avons fait en mélangeant le matériau avec la solution d'agent chimique pour assurer une saturation complète. A chaque fois, une des solutions a été choisie pour activer 15 échantillons.

**Dans le premier cas,** le volume d'imprégnation a été contrôlé en l'ajustant (**20, 40, 60, 80, 100 ml**), la durée d'imprégnation était de **30 min**, la concentration de la solution était de **0,2 M**.

**Dans le second cas,** on contrôle la durée d'imprégnation (**5, 15, 30, 60, 120 min**) et on ajuste le volume de la solution à **50 ml** et sa concentration à **0,2 M**.

**Dans le troisième cas,** on contrôle la concentration de la solution (**0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1 M**), la durée d'imprégnation et la concentration de la solution 0,2 M et assure une saturation complète.

### 3.3 La pyrolyse

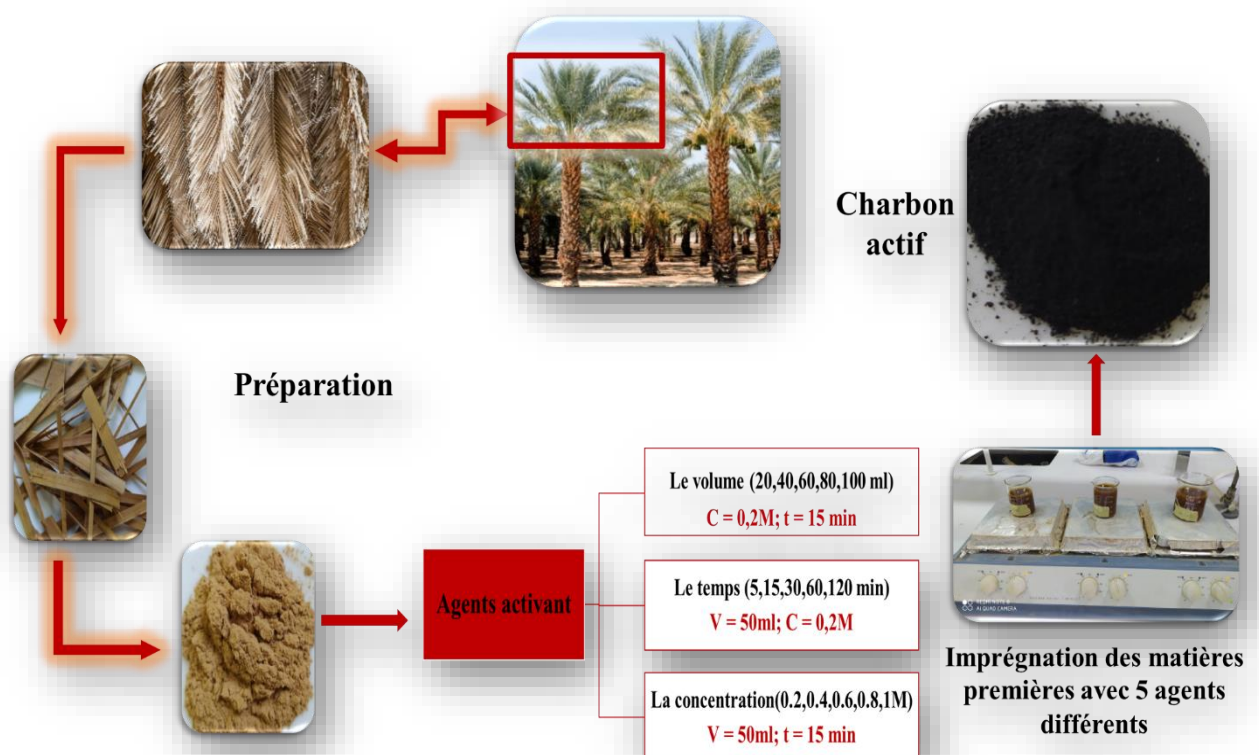
Les matériaux imprégnés sont exposés à des températures élevées à **600 °C** dans une atmosphère inerte, ce qui favorise la formation de la structure poreuse par la création de pores fins et moyens à l'intérieur de la matrice carbonée.

### 3.4 Nettoyage et séchage

- Le lavage du charbon actif consiste à le rincer avec de l'eau distillée et des solutions acides ou basique afin d'éliminer les résidus de produits chimiques et les sous-produits issus du processus d'activation, jusqu'à ce que le filtrat atteigne une neutralisation.
- Le charbon lavé est soumis à un processus de séchage à une température de **105°C** afin d'éliminer toute trace d'humidité résiduelle.

### 3.5 Broyage et d'emballage

- Le charbon actif séché est broyé afin de produire des particules de la taille requise.
- Le charbon actif est finalement conditionné dans des récipients hermétiquement clos afin de maintenir sa qualité et de prévenir toute forme de contamination.



**Figure I.3** : Schéma du processus de préparation du charbon actif par activation chimique à partir de feuilles de palmier.

## 4 Description des tests d'adsorption $\text{Cu}^{2+}$ sur les charbons actifs dans une solution synthétiques

### 4.1 Préparations de solutions de cuivre

Une solution de  $\text{Cu}^{2+}$  avec une concentration de **200 mg/L** et un pH initial non ajusté égal à **5,4** a été préparée en utilisant de l'eau distillée avec du sulfate de cuivre anhydre ( $\text{CuSO}_4$ ).

### 4.2 Essais d'adsorption afin de sélectionner le charbon actif optimal

Des expériences d'adsorption ont été réalisées pour sélectionner le charbon actif le plus efficace et évaluer son efficacité. Chaque test consiste à traiter **50 mL** d'une solution contenant des ions cuivre à une concentration initiale de **200 mg/L**, à ajuster le pH et à mettre en contact **0,1 g** d'adsorbant pendant **30 minutes**. Après cette étape, la solution a été filtrée pour mesurer la concentration restante en ions métalliques. Une fois le meilleur adsorbant identifié, l'effet de divers facteurs opérationnels sur le procédé a été étudié. L'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  a été analysée à l'aide d'un spectrophotomètre ultraviolet-visible (HACH DR-6000) et en utilisant l'équation de la courbe d'étalonnage et en mesurant la longueur d'onde, où l'onde  $\lambda_{\text{max}} = 810 \text{ nm}$ , comme le montre la [figure I.4](#). Cette analyse (efficacité d'élimination **R (%)**) et capacité d'adsorption **q<sub>e</sub> (mg/g)**) a été évaluée comme indiqué dans les équations (1) et (2) suivantes :

$$R(\%) = \frac{C_0 - C_e}{C_0} 100 \quad (1)$$

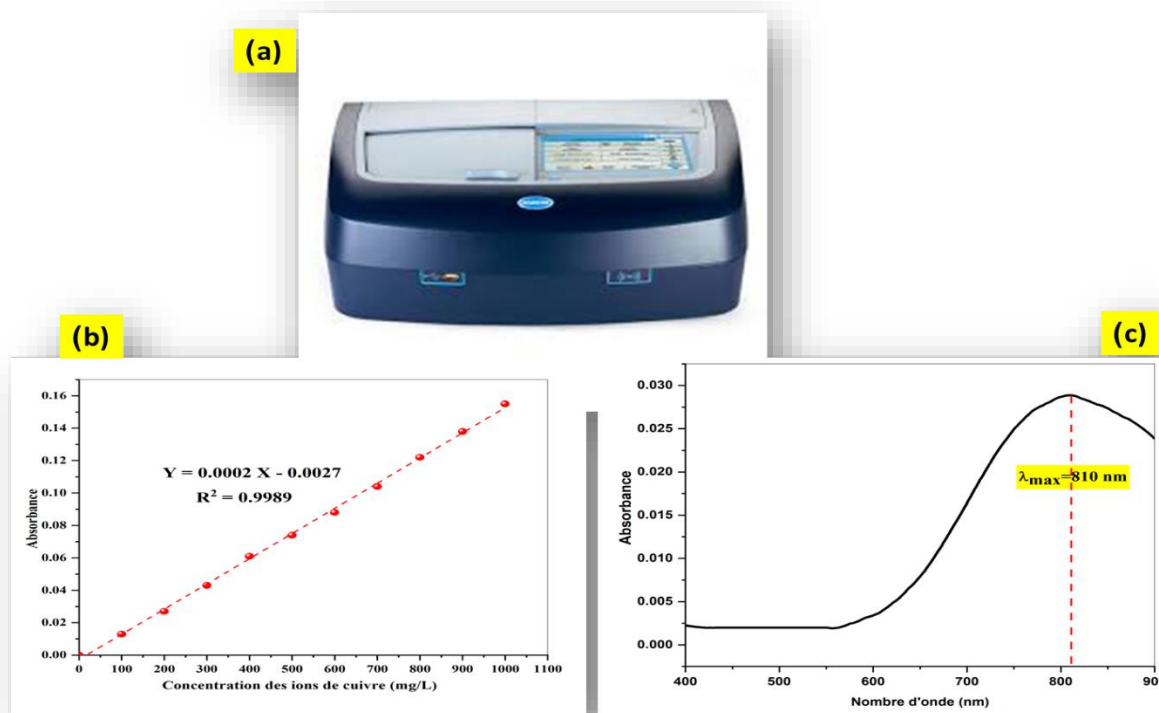
$$q_e(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) = \frac{(C_0 - C_e)}{m} V \quad (2)$$

Où :

**C<sub>0</sub>** et **C<sub>e</sub>** sont les concentrations initiales et à l'équilibre de l'ion cuivre (**mg. L<sup>-1</sup>**) respectivement.

**V (L)** est le volume de solution.

**m (g)** est la masse d'adsorbant.



**Figure I. 4 :** a) Spectrophotomètre (HACH DR-6000) ; b) La courbes d'étalonnages obtenus lors de la détermination de la concentration des ions cuivre ; c) Balayage spectral pour déterminer la longueur d'onde ( $\lambda_{max}$ )

#### 4.3 Impact des paramètres opérationnels sur le processus d'adsorption d'ions de cuivre

Le charbon actif le plus performant a été sélectionné en fonction de son efficacité d'adsorption par rapport à d'autres matériaux adsorbants, ce qui a conduit à l'étude de l'impact des paramètres opérationnels sur celui-ci.

#### 4.4 Impact de la durée du contact

Afin d'évaluer le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre d'adsorption et comprendre les mécanismes d'adsorption dominants, l'effet du temps de contact a été étudié sur deux échantillons de charbon actif distincts. Le temps d'équilibre est largement reconnu comme un facteur économique pour les systèmes de traitement de l'eau contaminée (Dahdouh 2021; Rachid 2016 ; Toufik). Afin de traiter 50 mL de solution minérale les deux échantillons (ADPLK et ADPLN) ont été insérés dans une série d'arylène (5 pour chaque échantillon). Chacun contient un volume de 50 mL de solution d'ions de cuivre, avec une concentration initiale de 200 mg/L. Le pH initial du mélange homogène est de 5,4 à 23°C. Les échantillons sont collectés dans le délai spécifié, qui varie de **5 minutes à 2 heures**. Ils sont d'abord isolés

par filtration sur un papier filtre, puis soumis à une centrifugation et la concentration des ions restants est déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible.

L'efficacité et la capacité d'adsorption sont évaluées selon la méthode décrite précédemment.

#### 4.5 Impact du pH

L'étude de l'effet du pH sur le processus d'adsorption des métaux lourds est très importante pour plusieurs raisons ([Ferhat 2019](#)) :

- Propriétés du matériau adsorbé (sa charge superficielle ainsi que l'ionisation de ses groupes fonctionnels).
- Solubilité et ionisation des métaux lourds.

L'impact du pH sur l'adsorption des ions cuivre par les adsorbants (ADPLK et ADPLN) a été examiné dans un volume de 50 ml de solution à une concentration de 200 mg/L. Les expériences ont été menées à une température de 23 °C, avec des temps de contact de 15 minutes et 45 minutes pour (ADPLK et ADPLN) respectivement. La quantité de charbon actif utilisée était de 0,1 mg. En modifiant le pH de **2 à 12** et en introduisant du **NaOH 0,1 M** ou du **HCl 0,1 M**, le pH de la solution a été évalué à l'aide d'un pH-mètre WTW Inolab 7310P.

#### 4.6 Impact de la dose de l'adsorbant

Afin de comprendre l'effet de la quantité d'adsorbant utilisée dans le processus d'adsorption des métaux lourds pour maximiser l'élimination des ions métalliques dans la solution de concentration connue ([Pellera, et al. 2012](#)).

Les deux adsorbants, appelés ADPLK et ADPLN, ont été évalués en ajoutant différentes quantités d'adsorbant (**0,02, 0,04, 0,06, 0,08, 0,1 g**) à la solution principale à une concentration de 200 mg/ml, dans un volume de 50 ml. A une température constante de 23°C, avec un pH initial de 5,4. Après la période d'équilibre déterminée par le test d'effet du temps de contact, les échantillons ont été soumis à une filtration à l'aide de papier filtre, puis l'échantillon a été centrifugé et la concentration en ions restants a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible.

#### 4.7 L'impact de la concentration initiale en ion métallique

L'effet de la concentration initiale de la solution sur l'efficacité de l'adsorption a été étudié. Les concentrations testées étaient de **200, 400, 600, 800 et 1 000 mg/L**, en présence de 0,1 g de ADPLK et ADPLN, à une température de 23 °C et un temps d'équilibration (tel que déterminé précédemment). Il est soumis à une filtration et une centrifugation afin d'évaluer la concentration des ions restants.

#### 4.8 L'impact de la température

La température est l'un des facteurs affectant le processus d'adsorption, en particulier la cinétique d'adsorption : une augmentation de la température entraîne une augmentation de la cinétique des réactions chimiques, ce qui conduit à un équilibre plus rapide (Thajeel 2013).

L'adsorption a été évaluée en faisant varier la température de **15 à 55 °C**, en utilisant une masse de **0,1 g** de ADPLK et ADPLN comme matériaux adsorbants, avec des temps de contact de **15 et 45 min** respectivement. Ces tests ont été réalisés dans un volume de **50 ml** d'une solution ayant une concentration de **200 mg/L** et un **pH de 5,4**.

### 5 Caractérisation du charbon active

Afin de comprendre leurs propriétés de surface, leur structure de pores, leur composition chimique et leurs propriétés thermiques. Plusieurs techniques physiques et chimiques ont été utilisées dans ce travail pour caractériser les absorbants.

#### 5.1 Teneur en humidité

La teneur en humidité du charbon actif est évaluée par la méthode de séchage au four. Un échantillon de 0,5 g de charbon actif est prélevé, puis soumis à un processus de séchage à une température de 105 °C jusqu'à ce qu'il atteigne une masse constante, et est pesé pour déterminer le pourcentage de perte de masse (ASTM 2011).

$$\%H = \frac{(M_3 - M_2)}{M_1} 100 \quad (3)$$

Où :

**M<sub>1</sub>** : Masse initiale de **charbon actif** utilisée en (g).

**M<sub>2</sub>** : Masse du creuset une fois rempli et séché, en (g).

**M<sub>3</sub>** : Masse du creuset rempli avant le processus de séchage en (g).

## 5.2 La teneur de cendre

La teneur en cendres fait référence à la quantité de résidus inorganiques qui restent après la combustion complète de la matière organique et déterminée par la méthode mentionnée dans la littérature (ASTM 2011; González, et al. 2009).

Une portion de 2 g du matériau (charbon actif) est placée dans une étuve à une température de 550°C. deux heures. On refroidit et pèse, puis le taux de cendres C (%) est calculé comme suit :

$$\%C = \frac{(M_3 - M_2)}{M_1} 100 \quad (4)$$

Où :

**M<sub>1</sub>** : Masse initiale du **charbon actif** utilisée en (g).

**M<sub>2</sub>** : Masse du creuset avant carbonisation en (g).

**M<sub>3</sub>** : Masse du creuset rempli après carbonisation en (g).

## 5.3 Indice d'iode

L'indice d'iode mesure la capacité d'adsorption des micropores d'un charbon actif en quantifiant la quantité d'iode adsorbée par unité de masse de charbon actif. Il est exprimé en milligrammes d'iode adsorbés par gramme de charbon actif (mg/g) (Benamraoui 2018). 10 ml d'une solution d'iodure de potassium 0.1N sont placés dans un erlenmeyer et titrés avec une solution de thiosulfate de sodium 0.1N, en présence de quelques gouttes de solution d'amidon comme indicateur, jusqu'à ce que la couleur disparaisse. Par la suite, 0,05 g de charbon actif est incorporé dans un erlenmeyer contenant 15 ml d'une solution d'iode 0,1 N, et le mélange est agité pendant 4 minutes. Ensuite, l'iode contenu dans les 10 ml de filtrat est filtré et dosé en utilisant une solution de thiosulfate de sodium 0,1 N en présence de deux gouttes d'une solution d'amidon (ASTM 2011).

L'indice d'iode peut être calculé par la formule suivante :

$$Id = \frac{(V_b - V_s).N.(126.9).(15/10)}{M} \quad (5)$$

Où :

**(V<sub>b</sub>-V<sub>s</sub>)** : Différence des résultats du titrage à l'essai à blanc et à l'essai avec adsorbant en (ml de thiosulfate de sodium 0.1N).

**N** : Normalité de la solution de thiosulfate de sodium en (mol/l).

**126.9** : La masse atomique d'iode.

**M** : Masse de l'adsorbant en (g).

#### 5.4 Thermogravimétrie (ou analyse thermogravimétrique, ATG)

L'analyse thermogravimétrique (ATG) est une méthode analytique utilisée pour mesurer la variation de masse d'un échantillon en fonction d'une température spécifique et connue (ACHCHAQ, et al. 2014). Pour caractériser les matériaux, un appareil **Mettler Toledo TGA/DSC 3+** est utilisé. La DPL comme une matière première est réalisée à partir de la température ambiante et jusqu'à atteindre 1000°C à une vitesse de chauffage de 20°C par minute. Il était possible d'accéder aux équipements à l'intérieur du Technoparc en Tunisie.

Figure I.5.



Figure I. 5 : Appareil Mettler Toledo TGA/DSC 3+ utilisé

#### 5.5 Diffraction des rayons X (DRX)

La diffraction des rayons X (DRX) est une méthode analytique employée afin d'analyser la structure cristalline des matériaux. Cette technologie est basée sur le phénomène de l'interaction des rayons X avec la matière, entraînant la diffraction de ces rayons selon des angles spécifiques. La diffraction fournit des données sur la configuration cristalline et la distance entre les couches du matériau.

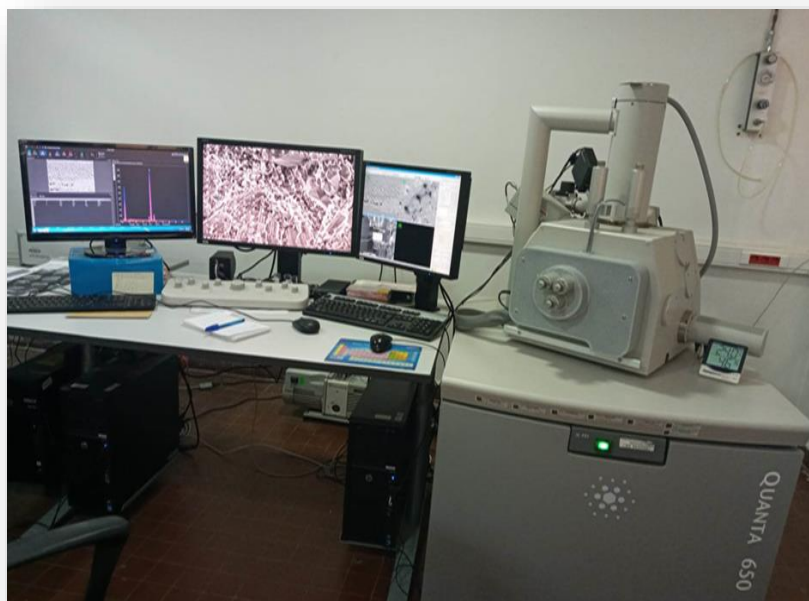
L'analyse de la structure des adsorbants a été réalisée à l'aide du spectromètre **BRUKER-binaryV4**, Afin de quantifier la diffraction des rayons X, la longueur d'onde du faisceau incident est de 1,54060 Å et l'angle de diffraction ( $2\theta$ ) varie de 10° à 89° (Figure I.6), a été utilisé au niveau Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-Chimiques CRAPC-Biskra



**Figure I.6 :** Appareil de diffraction des rayons X (DRX) utilisé, CRAPC-Biskra.

### **5.6 Microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDX)**

Un microscope électronique à balayage fonctionne en utilisant un faisceau d'électrons pour explorer la surface d'un échantillon. Les électrons interagissent avec l'échantillon, produisant des signaux détectés pour créer une image haute résolution, révélant des détails à l'échelle nanométrique de la surface des matériaux. De plus, une analyse chimique est effectuée en utilisant des méthodes telles que la spectroscopie électronique à dispersion d'énergie (EDS) ([Cheney 2007](#)). Elle est réalisée à l'aide d'un spectromètre à balayage électronique Thermo Fisher Prisma EX (ESEM) au sein du Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physiques et Chimiques (CRAPC) de Biskra.



**Figure I.7 :** Appareillage MEB-EDX utilisé, CRAPC-Biskra.

### **5.7 Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)**

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) représente une méthode analytique de grande importance pour la caractérisation des groupes fonctionnels présents au sein des molécules. La méthode consiste à évaluer l'absorption de la lumière infrarouge par un échantillon en fonction de sa fréquence. Ensuite, on applique la transformée de Fourier afin d'obtenir le spectre d'absorption.

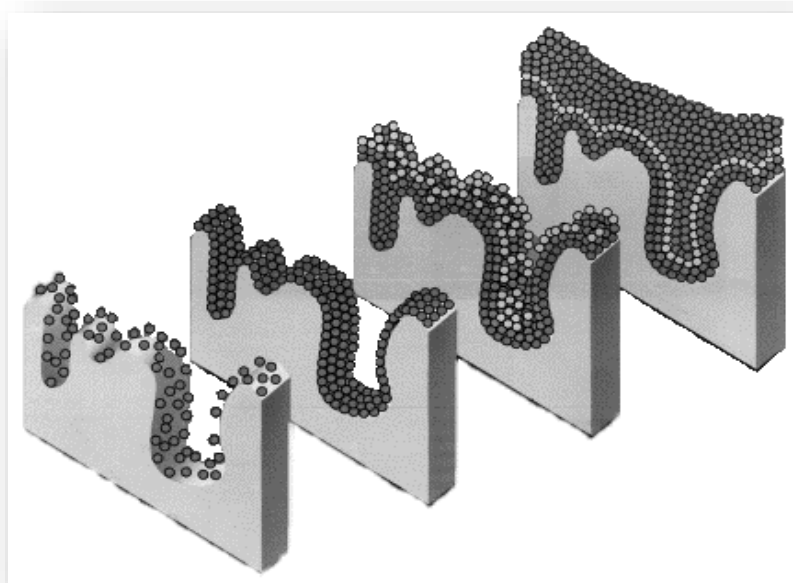
Le spectromètre infrarouge AGILENT Cary 630 a été employé au sein du centre de recherche en Analyse scientifique et technique pour des analyses physico-chimiques (CRAPC) Biskra.



**Figure I.8 :** Le Spectromètre infrarouge AGILENT Cary 630 utilisé, CRAPC-Biskra.

### 5.8 Mesure de la surface spécifique

La technologie BET est utilisée pour analyser la surface et la porosité des matériaux adsorbants préparés en absorbant le dioxyde de carbone ( $N_2$ ) afin de déterminer les propriétés des matériaux poreux qui traversent l'échantillon après l'avoir exposé à basse température est également mesuré à différentes pressions en utilisant de l'azote gazeux dans l'analyse. BET est une petite molécule, ce qui le rend adapté à l'analyse de très petits pores (micropores). Il peut également fournir des informations plus précises sur les matériaux à très forte porosité.



**Figure I.9 :** Schéma d'adsorption de gaz à la surface du matériau solide (Belaid 2017).

La technique de la méthode **Barrett, Joiner et Halinda BJH** a été utilisée pour estimer et déterminer la distribution de la taille des mésopores (2-50 nm). Il nous donne la courbe de répartition des tailles en fonction de la densité (Lowell, et al. 2012).

L'équation de Brunauer-Emmett-Teller (BET) peut être linéarisée pour les faibles valeurs la pression relative ( $P/P_0$ ) peut être déduite de l'équation générale de l'adsorption physique d'un gaz sur un solide (Bousba and Meniai 2015) :

$$\frac{1}{V \left[ \left( \frac{P_0}{P} \right) - 1 \right]} = \frac{1}{V_m C} + \frac{C-1}{V_m C} \left( \frac{P}{P_0} \right) \quad (6)$$

Avec : **(P)** pression d'équilibre d'adsorption (Pa) ; **(P<sub>0</sub>)** pression de vapeur saturante de l'adsorbat à la température d'adsorption (Pa) ; **(V)** représente le volume de gaz adsorbé en (cm<sup>3</sup>), **(V<sub>m</sub>)** volume de gaz nécessaire pour former une monocouche complète sur la surface (cm<sup>3</sup>), et C est la constante d'adsorption du gaz utilisé, exprimée sans unité.

Les valeurs de **V<sub>m</sub>** et **C** sont déterminées à partir du coefficient directeur de la droite. Lorsque la surface occupée par la molécule N<sub>2</sub>, la qualité de surface spécifique du solide, **S<sub>BET</sub>**, peut être déterminée à l'aide de l'équation suivante (Brunauer, et al. 1938; Rouquerol, et al. 1999) :

$$S = \frac{V_m \cdot N_A \cdot A_{N_2}}{V_{mol}} \quad (7)$$

Où :

**V<sub>m</sub>** : Volume molaire du gaz adsorbé.

**V<sub>mol</sub>** : Volume molaire du gaz N<sub>2</sub> a TPN (22414 cm<sup>3</sup>/mol).

**N<sub>A</sub>** : Nombre d'Avogadro (6.022×10<sup>23</sup> mol<sup>-1</sup>).

**A<sub>N2</sub>** : Section transversale d'une molécule de gaz.

## 5.9 pH de point de charge nulle (pHpzc)

Le pH<sub>pzc</sub>, qui représente le pH du point de charge nul, joue un rôle crucial dans le processus d'adsorption. Il a été déterminé de la manière suivante : 50 ml d'une solution contenant 0,1 g de chaque adsorbant a été préparée. L'eau distillée désionisée a été ajustée à différents pH allant de 2 à 12, puis agitée pendant 24 h à température ambiante. Le pH a été modifié en ajoutant une solution de HCl ou de NaOH à une concentration de 0,01 M.

Par la suite, 50 mg d'échantillon de matériau à caractériser sont ajoutés à chaque flacon. Les suspensions doivent être maintenues en agitation à température ambiante pendant une durée de 24 heures, puis le pH final doit être mesuré. Lorsqu'on représente les données sur un graphique

$\Delta\text{pH} = f(\text{pH}_i)$ , où  $\Delta\text{pH} = (\text{pH}_f - \text{pH}_i)$ , le point d'intersection de la courbe avec l'axe passant par zéro correspond au point isoélectrique (Lopez-Ramon, et al. 1999).

### 5.10 Potentiel zêta

La différence de potentiel électrique entre un solide et un liquide, appelée potentiel zêta (potentiel  $\zeta$ ), est un indicateur qui mesure la charge électrique des molécules en suspension dans un liquide. Ce concept est couramment utilisé pour mesurer la stabilité de la suspension. Des valeurs zêta plus élevées (positives ou négatives) indiquent une plus grande stabilité des particules dans la suspension, réduisant ainsi le risque d'agrégation ou de sédimentation.

Le potentiel zêta est généralement mesuré en millivolts, ce qui dépend de la répartition des ions autour des molécules dans le liquide. Lorsque l'énergie zêta est élevée, les molécules ayant des charges similaires se repoussent, contribuant ainsi à la stabilité de la suspension. Lorsque le potentiel zêta est faible, les forces attractives ont le potentiel de vaincre la répulsion, entraînant une agrégation ou une floculation des particules. (Hiemenz and Rajagopalan 2016).

Pour déterminer le potentiel zêta, un morceau de l'adsorbant a été placé dans (1 ml) d'eau distillée dans un bécher sous agitation continue sur un agitateur magnétique, Le potentiel zêta de la microémulsion résultante a été déterminé à l'aide d'un instrument Malvern. Ltd, (Zetasizer). (Kadu, et al. 2011; Lunardi, et al. 2021).

## 6 Conclusion

Dans ce chapitre, les méthodologies utilisées en laboratoire pour préparer les travaux de recherche ont été décrites. Les étapes de préparation du charbon actif, à partir des feuilles de palmier dattier, ainsi que la manière de modifier les facteurs affectant l'activation ont été décrites. Nous avons également effectué des tests d'adsorption des ions cuivre, des détails complets sont fournis sur les paramètres affectant l'adsorption, et nous passons également en revue les différentes techniques utilisées pour caractériser les matériaux.

## ***Liste des Références (Chapitre I) Partie II :***

- ACHCHAQ, F., DJELLAB, K., MARMORET, L., & BEJI, H. (2014). Analyse thermogravimétrique appliquée aux matériaux isolants fibreux. *Laboratoire Des Technologies Innovantes, Amiens*, 1-6.
- ASTM, D. (2011). 2866-11: Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon. *West Conshohocken, PA: ASTM Int.*
- Belaïd, O. (2017). *UTILISATION D'UN CHARBON ACTIF PREPARE A PARTIR DES NOYAUX DE DATTES LOCALES DANS L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES. INFLUENCE DE LA VARIETE DE DATTES.* <https://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/13683>
- Benamraoui, F. (2018). *Elimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture.* <http://dspace.univ-setif.dz:8888/jspui/handle/123456789/1871>
- Bousba, S., & Meniaï, A. H. (2015). *Préparation et caractérisation des adsorbants à base de boue résiduaire pour l'élimination des polluants organiques de l'eau.* Université Constantine 3 Salah Boubnider, Faculté de génie des procédés .... <http://localhost:8080/xmlui/handle/123456789/1852>
- Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American chemical society*, 60(2), 309-319. <https://doi.org/10.1021/ja01269a023>
- Dahdouh, N. (2021). *Contribution aux traitements des rejets textiles par des matériaux à base de plastique.* <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33063.39847>
- Ferhat, M. (2019). *Valorisation des matériaux naturels algériens associés a des biopolymères en traitement des eaux.* Université Mouloud MAMMERI Tizi-Ouzou. <https://dspace.ummto.dz/handle/ummto/11839>
- González, J., Román, S., Encinar, J. M., & Martínez, G. (2009). Pyrolysis of various biomass residues and char utilization for the production of activated carbons. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85(1-2), 134-141. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.11.035>
- Hiemenz, P. C., & Rajagopalan, R. (2016). *Principles of Colloid and Surface Chemistry, revised and expanded:* CRC press <https://doi.org/10.1201/9781315274287>.
- Jawad, A. H., Hapiz, A., Wu, R., & ALOthman, Z. A. (2024). Mixed fruit Citrullus lanatus and Citrus sinensis wastes for mesoporous activated carbon via microwave assisted H3PO4 activation: Optimization for methylene blue dye removal. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05500-w>
- Kadu, P. J., Kushare, S. S., Thacker, D. D., & Gattani, S. G. (2011). Enhancement of oral bioavailability of atorvastatin calcium by self-emulsifying drug delivery systems (SEDDES). *Pharmaceutical Development and Technology*, 16(1), 65-74. <https://doi.org/10.3109/10837450903499333>
- Lopez-Ramon, M. V., Stoeckli, F., Moreno-Castilla, C., & Carrasco-Marin, F. (1999). On the characterization of acidic and basic surface sites on carbons by various techniques. *Carbon*, 37(8), 1215-1221. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(98\)00317-0](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(98)00317-0)
- Lowell, S., Shields, J. E., Thomas, M. A., & Thommes, M. (2012). *Characterization of porous solids and powders: surface area, pore size and density* (Vol. 16): Springer Science & Business Media.

- Lunardi, C. N., Gomes, A. J., Rocha, F. S., De Tommaso, J., & Patience, G. S. (2021). Experimental methods in chemical engineering: Zeta potential. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 99(3), 627-639. <https://doi.org/10.1002/cjce.23914>
- Pellera, F.-M., Giannis, A., Kalderis, D., Anastasiadou, K., Stegmann, R., Wang, J.-Y., & Gidarakos, E. (2012). Adsorption of Cu (II) ions from aqueous solutions on biochars prepared from agricultural by-products. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.010>
- Rachid, M. D. (2016). *Elimination du Cr (VI) en solution aqueuse par le kaolin de Tamazert et son dosage sous forme de complexe*. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Rouquerol, F., Rouquerol, J., & Sing, K. (1999). Assessment of mesoporosity. *Adsorption by powders and porous solids*, 191-217.
- Thajeel, A. S. (2013). Isotherm, kinetic and thermodynamic of adsorption of heavy metal ions onto local activated carbon. *Aquatic Science and Technology*, 1(2), 53-77. <http://dx.doi.org/10.5296/ast.v1i2.3763>
- Toufik, M. *Doctorat en sciences en: Hydraulique*. Université de Biskra.

# **Chapitre II :**

## **Sélection et caractérisation du charbon actif optimal**

## 1 Introduction

Le charbon actif est préparé par activation chimique à l'aide d'agents tels que l'hydroxyde de potassium et l'hydroxyde de sodium, qui affectent ses propriétés physiques et chimiques. Dans ce travail, plusieurs facteurs et variables ont été étudiés pour déterminer les conditions optimales pour la production de charbon actif hautement efficace en termes d'adsorption.

Dans ce travail, cinq activateurs (**KOH, KCl, NaOH, HCl, NaCl**) et trois variables spécifiques (**volume de solution, temps de contact et concentration d'activateur**) ont été étudiés pour déterminer les meilleures conditions d'adsorption optimales.

L'objectif de ce chapitre est d'examiner les caractéristiques physiques et chimiques du charbon actif choisi, en utilisant plusieurs techniques telles que la spectroscopie (**FTIR**) pour l'identification des groupes fonctionnels, (**l'ATG/DSC**) pour la stabilité thermique et la diffraction des rayons X (**DRX**) pour l'étude de la structure cristalline ont été utilisées. La microscopie électronique à balayage (**MEB**) a été utilisée pour l'analyse morphologique, l'analyse **BET** pour déterminer la surface spécifique et les mesures de **pHpzc** et de potentiel de surface pour évaluer le comportement de la surface.

## 2 Le charbon actif optimal

Les résultats des tests d'adsorption pour les solutions fabriquées de tous les charbons actifs préparés ont été rassemblés dans les tableaux et figures suivants, où l'effet de trois facteurs différents sur le pourcentage d'élimination des polluants a été expliqué en utilisant différents types de charbon actif traités avec cinq activateurs (**KOH, KCl, NaOH, HCl, NaCl**) ont été pris en compte. Chaque tableau se concentre sur une variable spécifique) volume de solution, temps de contact et concentration d'activateur.

**Tableau II. 1 :** L'effet du volume d'imprégnation sur l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$ .

| V (ml) | Rendement (%) |         |         |         |         |
|--------|---------------|---------|---------|---------|---------|
|        | KOH           | KCl     | NaOH    | HCl     | NaCl    |
| 20     | 11,1474       | 21,2345 | 13,2735 | 11,7871 | 21,0791 |
| 40     | 25,681        | 12,4299 | 19,5008 | 8,50667 | 11,5518 |
| 60     | 8,95989       | 18,7094 | 22,3262 | 12,2638 | 7,86586 |
| 80     | 24,972        | 16,0239 | 15,618  | 6,45693 | 7,68222 |
| 100    | 22,2202       | 7,41516 | 25,6197 | 8,72768 | 2,53596 |

**Tableau II. 2 :** L'effet de la durée du contact sur l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$ .

| t (min) | Rendement (%) |         |         |          |         |
|---------|---------------|---------|---------|----------|---------|
|         | KOH           | KCl     | NaOH    | HCl      | NaCl    |
| 5       | 25,4094       | 10,0844 | 18,493  | 6,357388 | 5,78682 |
| 15      | 38,7484       | 12,1805 | 14,8602 | 11,0616  | 14,7726 |
| 30      | 28,3232       | 11,3625 | 18,565  | 9,787181 | 10,7985 |
| 60      | 27,3891       | 14,1658 | 30,716  | 22,50219 | 9,85933 |
| 120     | 15,8184       | 9,94376 | 17,792  | 9,02503  | 13,6037 |

Tableau II. 3 : L'effet de la concentration d'agents stimulants sur l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$ .

| C (M) | Rendement (%) |         |         |         |         |
|-------|---------------|---------|---------|---------|---------|
|       | KOH           | KCl     | NaOH    | HCl     | NaCl    |
| 0,2   | 63,1426       | 21,2345 | 71,9379 | 9,76636 | 8,48406 |
| 0,4   | 59,8391       | 12,4299 | 62,8267 | 10,4577 | 5,13283 |
| 0,6   | 41,6367       | 18,7094 | 52,0627 | 9,33739 | 4,30743 |
| 0,8   | 40,0273       | 16,0239 | 64,3803 | 10,0995 | 4,47882 |
| 1     | 16,1516       | 7,41516 | 21,0864 | 11,299  | 5,71918 |

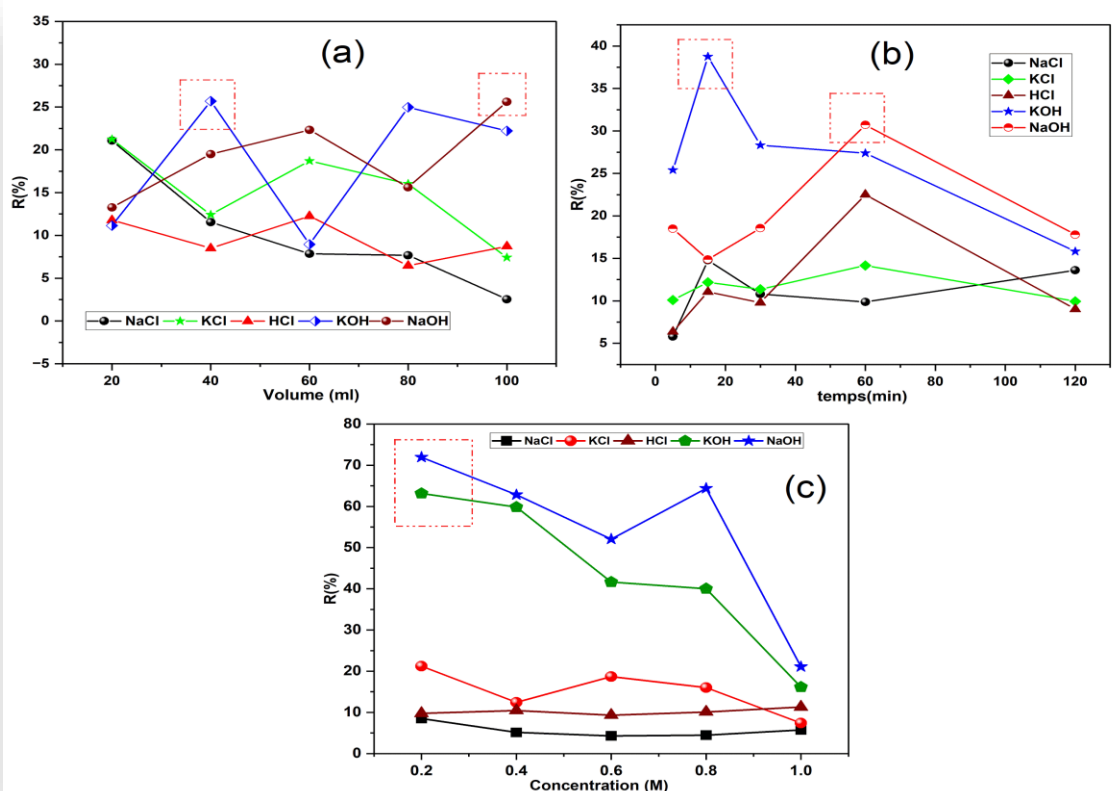


Figure II. 1 : Efficacité d'élimination sous l'influence de facteurs, a) L'effet du volume d'imprégnation, b) L'effet de la durée du contact, c) L'effet de la concentration d'agents.

Les critères de sélection du charbon actif validé pour la réalisation de l'étude sont les suivants :

Les résultats indiquent que les matériaux activés NaOH et KOH sont les plus efficaces pour améliorer le taux d'élimination des polluants, en particulier pour les grands volumes de solution et les faibles concentrations.

❖ Effet du volume de solution d'imprégnation sur l'efficacité :

- Avec un volume d'imprégnation de 40 mL avec KOH, un taux d'élimination de **R = 25,681 %** a été atteint.
- Avec un volume d'imprégnation de 100 mL avec NaOH, le taux d'élimination a atteint **R = 25,6197 %**.

Ces valeurs indiquent que l'adsorbant atteint la saturation à ces volumes, ce qui peut affecter ses performances d'adsorption.

❖ Effet du temps d'imprégnation sur l'élimination :

- Un temps d'imprégnation de 2 heures avec NaOH a donné (**R = 38,74%**).
- Un trempage de 15 minutes avec du KOH a donné le même résultat (**R = 30,716%**).

❖ Effet de la concentration de la solution d'imprégnation sur les performances :

- À une concentration de 0,2 M, le taux d'élimination s'est amélioré à : (**R = 63 %**) en utilisant NaOH et (**R = 71 %**) en utilisant KOH.

Il est confirmé que l'utilisation de concentrations plus élevées de bases fortes telles que NaOH et KOH améliore les performances du charbon actif en renforçant ses propriétés poreuses et en augmentant son efficacité dans l'élimination des polluants.

Ces résultats contribuent à déterminer les conditions optimales de préparation du charbon actif et à améliorer son efficacité grâce à l'utilisation de catalyseurs alcalins puissants. Il est également cohérent avec les recherches récentes selon lesquelles l'activation chimique utilisant NaOH et KOH joue un rôle clé dans l'amélioration de la structure poreuse du charbon actif et l'augmentation de son efficacité dans les processus d'adsorption ([Alfatah, et al. 2021](#); [Dobele, et al. 2024](#); [Le Van, et al. 2019](#)).

**Tableau II. 4 :** Les adsorbants sont activés par des agents activateurs basiques tels que (KOH ; NaOH).

| Les adsorbant       | L'agent activateur | References               |
|---------------------|--------------------|--------------------------|
| Déchets de céréales | KOH                | (Wu, et al. 2024)        |
| Déchets de jardin   | KOH                | (Cao, et al. 2024)       |
| Écorces d'orange    | NaOH               | (De Souza, et al. 2012)  |
| Écorces de banane   | NaOH               | (Abd-Talib, et al. 2020) |
| Coke de pétrole     | KOH et NaOH        | (Wu, et al. 2018)        |
| Balles de riz       | KOH                | (Muniandy, et al. 2014)  |
| Birch wood chips    | KOH et NaOH        | (Dobele, et al. 2024)    |
| Bambusa vulgaris    | KOH/NaOH.          | (Alfatah, et al. 2021)   |

### 3 Les caractéristiques physico- chimiques

Le [tableau II. 5](#) présente les résultats d'analyse de l'humidité, de la matière sèche et de la teneur en cendres, ainsi que de l'indice d'iode.

**Tableau II. 5 :** Caractérisations physicochimiques des charbons actifs.

| Adsorbants | Humidité (%) | Matières sèches (%) | Cendres (%) | Indice d'iode (mg/g) |
|------------|--------------|---------------------|-------------|----------------------|
| ADPLN      | 9.8          | 87.4                | 17.9        | 571,05               |
| ADPLK      | 5.9          | 82                  | 12.5        | 761,4                |

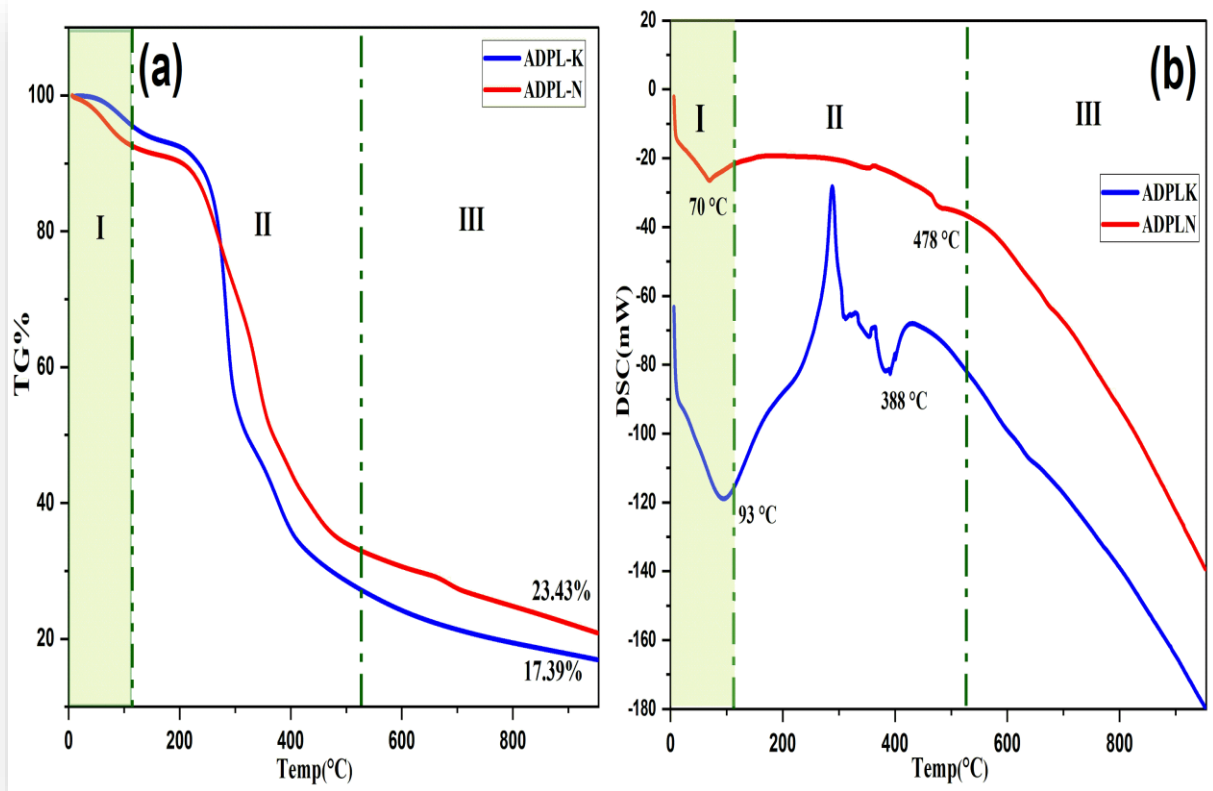
Selon les résultats obtenus, la teneur en eau du charbon actif est comprise entre 5,9 % et 9,8 %. Une faible humidité (moins de 10 %) est un indicateur approprié de la qualité du charbon actif, en particulier lorsqu'il est utilisé dans des applications nécessitant une adsorption efficace avec des taux de cendres ADPLN et ADPLK similaires (17,9 % ; 12,5 %) et de matière sèche (87,4 % ; 82 %), le pourcentage de cendres indique le volume d'impuretés minérales présentes dans le charbon actif. La pureté et l'efficacité du charbon actif augmentent à mesure que la quantité de cendres diminue. Cependant, à mesure que la quantité de cendres augmente, il est recommandé qu'elle en contienne moins de 20% (Catherine 2009; Kra, et al. 2019). L'ADPLK

a un indice d'iode légèrement plus élevé (761 mg/g) que L'ADPLN (571 mg/g). En général, l'indice d'iode est lié à la surface spécifique, Les matériaux ayant une plus grande surface ont généralement des valeurs d'iode plus élevées. Cela indique qu'il existe davantage de sites actifs disponibles pour la réaction avec l'iode. Un faible indice d'iode indique la présence de pores moyennement gros, tandis qu'un indice d'iode élevé indique la présence de pores plus petits (supérieurs à 950 mg/g), comme mentionné dans la littérature (Kra, et al. 2019; Mamane, et al. 2016).

### 3.1 Analyse thermique (ATG/DSC)

Les graphiques de thermogravimétrie (TG) et de thermogravimétrie différentielle (DSC) pour les échantillons ADPLK et ADPLN sont illustrés dans la [figure II. 2](#).

Sur la [figure II. 2\(a\)](#), il est observable que le pourcentage de masse résiduelle d'ADPLN après pyrolyse s'élevait à 23,43 %, dépassant ainsi celui d'ADPLK qui était de 17,39 %. Étant donné que la teneur en cendres de l'ADPLN était plus élevée que celle de l'ADPLK. Comme illustré dans la [figure II. 2\(b\)](#), les courbes de décomposition peuvent être subdivisées en trois étapes successives : Il s'agit de la phase de séchage, première étape, suivie de la phase de décomposition rapide, deuxième étape, et enfin de la phase de carbonisation, troisième étape. Au cours de la **première phase (0-150°C)**, la perte de masse maximale observée était principalement attribuable à la vaporisation de l'eau libre (Shaaban, et al. 2014). Au cours de la **seconde étape (150-550 °C)**, une importante perte de masse a été observée dans les deux échantillons, due à la décomposition thermique des principaux constituants. Des fluctuations soudaines de perte de masse ont été détectées à des températures comprises entre 70 et 93 °C pour les échantillons ADPLN et ADPLK, suivies respectivement par des pics à 338 et 478 °C pour ADPLK et ADPLN. Ces observations suggèrent une dégradation de la cellulose et de l'hémicellulose comme principale cause de la perte de masse dans les deux échantillons. Une conclusion similaire a été également mentionnée par recherche (Mao, et al. 2024; Yuan, et al. 2015). Dans la **troisième étape, à une température de 500 °C**, on observe une diminution progressive de la masse, indiquant la décomposition finale. Cela est attribué au fait que le composant lignine est le dernier élément à se décomposer dans le matériau de départ et à contribuer à la formation de carbone (Prakash, et al. 2021).



**Figure II.2 :** Analyse thermique des charbons. (a): Analyse thermogravimétrie (TG) ; (b): Analyse thermogravimétrie différentielle (DSC).

### 3.2 Spectroscopie Infrarouge (FT-IR)

Les échantillons ADPLK et ADPLN avant adsorption ont été étudiés à l'aide de l'infrarouge à transformation rapide (FTIR) comme indiqué dans la [figure II. 3](#), et ont été analysés dans la gamme de 400 à 4000  $\text{cm}^{-1}$ .

Plusieurs études ([Djezzar, et al. 2024](#); [Kumaravel, et al. 2024](#); [Muniandy, et al. 2014](#)) ont également montré que la large bande entre 3600 et 3200  $\text{cm}^{-1}$  est associée aux vibrations d'étirement des groupes (-OH) dans les molécules d'eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ), ainsi que les groupes carboxyles, les phénols, les alcools et les groupes N-H étendus dans les amines primaires et secondaires et/ou les amides, tels que la cellulose et la lignine ([Ghany 2019](#)).

De plus, les pics à (2275  $\text{cm}^{-1}$  et 2387  $\text{cm}^{-1}$ ) d'ADPLK correspondent aux vibrations d'étirement isotropes des groupes aliphatiques (-CH), spécifiquement avec la présence de méthylène (-CH<sub>2</sub>) et de méthyle (-CH<sub>3</sub>) groupes dans les alcanes linéaires. ([Jawad, et al. 2021b](#); [Mosoarca, et al. 2023](#); [Wu, et al. 2021](#); [Zambrano, et al. 2022](#)). Les pics vibrationnels à 1650

$\text{cm}^{-1}$  et  $1637 \text{ cm}^{-1}$  indiquent la présence d'un groupe fonctionnel carbonyle ( $\text{C}=\text{O}$ ). (Gupta and Khatri 2017; Ramraj, et al. 2023).

Les pics d'adsorption à ( $1450$  et  $1434 \text{ cm}^{-1}$ ) sont élongation aux vibrations de la bande d'étirement aromatique  $\text{C}=\text{C}$ . Les pics entrent ( $1016$  et  $1040 \text{ cm}^{-1}$ ) correspondent également à la vibration d'étirement  $\text{C}-\text{O}$ , qui est particulièrement associée à l'étirement de la cellulose, y compris l'étirement asymétrique des liaisons  $\text{C}-\text{O}-\text{C}$  glycosidiques, l'extension  $\text{C}-\text{OH}$  et le cycle  $\text{CO}$ -pyranose. (Djezzar, et al. 2024; Wu, et al. 2021).

Plusieurs pics à ( $786$  et  $776 \text{ cm}^{-1}$ ) ont également été observés, qui sont liés à la déformation du méthane dans les nouveaux composés alcènes aromatiques (Bumajdad and Hasila 2023; SOUDANI 2024; Zare and Ghasemi-Fasaei 2019).

Enfin, la bande à  $475 \text{ cm}^{-1}$  caractéristique de la vibration de flexion  $\text{Si}-\text{O}-\text{Si}$  a été observée, indiquant la présence de traces de silicates dans l'ADPLK et l'ADPLN, et cela a été vérifié par analyse EDS. Ces résultats indiquent que les groupes fonctionnels du matériau adsorbant contribuent de manière significative à sa capacité à se lier aux molécules métalliques, améliorant ainsi l'efficacité du processus d'adsorption (Maaloul, et al. 2020).

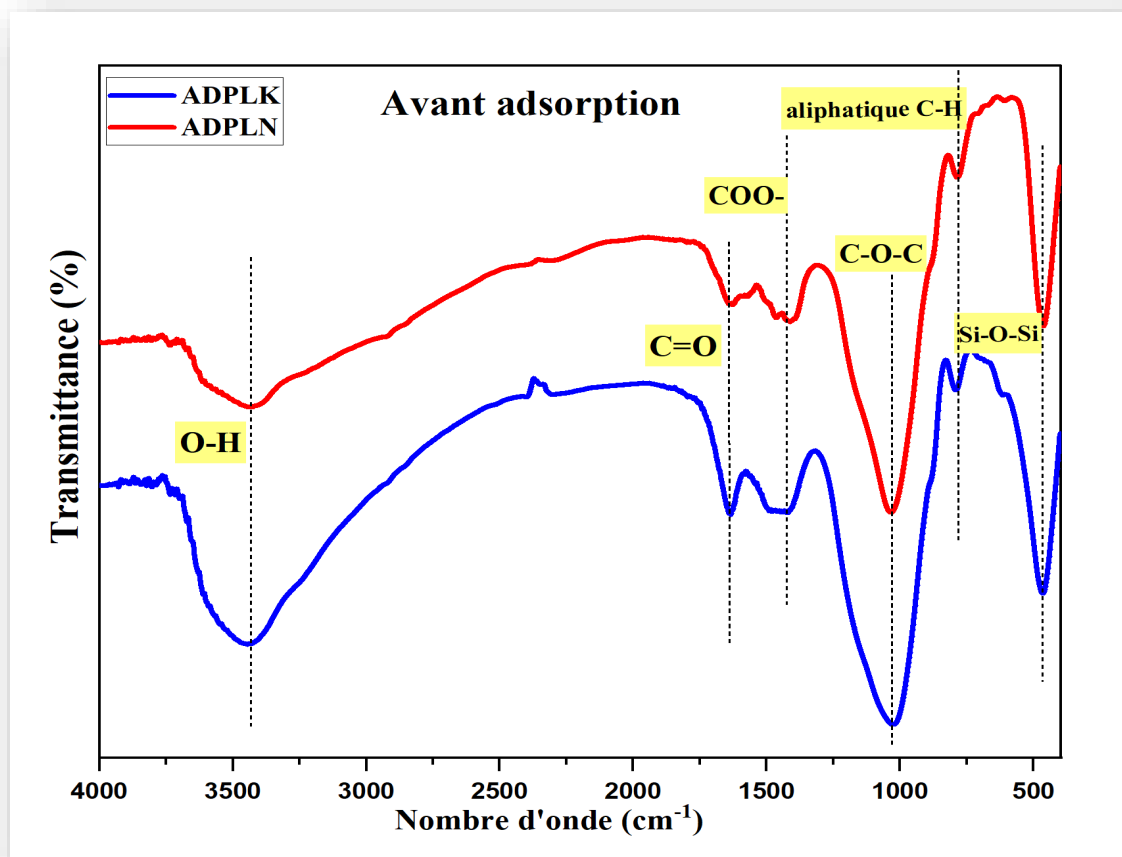
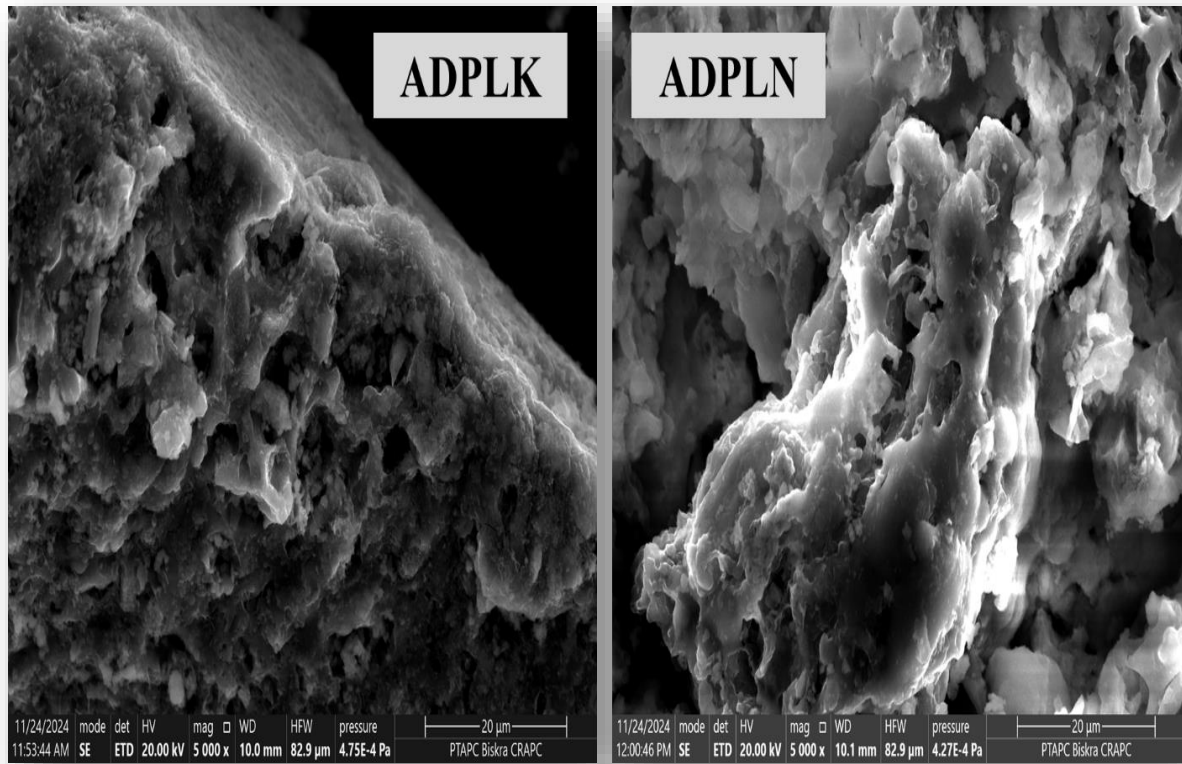


Figure II. 3 : Analyse des spectres FTIR des adsorbants avant l'adsorption.

### 3.3 Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDS)

L'image présentée [figure II.4](#) est une collection d'images au microscope électronique à rayons X (MEB), disposées de manière à permettre la comparaison des différentes structures du matériau. Cette figure montre une comparaison claire entre ADPLN et ADPLK avant l'adsorption.

Il a été noté que la surface des deux échantillons avant adsorption présente une structure caractérisée par une porosité claire et ouverte. Cette structure contient également un grand nombre des pores et de cavités claires de formes hétérogènes et de tailles variées, ce qui la rend plus capable d'adsorber les ions. D'autres fragments agrégés apparaissent également, sans problème, et la présence de pores en surface de différentes tailles se disperse clairement. Les pores ici sont grands en raison de l'utilisation d'une substance alcaline (KOH, NaOH) dans le traitement ([Afolabi and Musonge 2023](#); [Kandil and El-Wakeel 2024](#)) et de sa soumission à une décomposition thermique comme décrit dans les travaux susmentionnés([Salem, et al. 2021](#)), car ces matériaux aident à dissoudre les impuretés organiques et à ouvrir les pores fermés, ce qui entraîne une amélioration significative de la surface de la peau et l'ouverture des pores petits et moyens. À mesure que la porosité augmente, la surface disponible pour l'interaction avec d'autres molécules augmente, ce qui signifie que le matériau sera plus efficace, et certaines publications soutiennent l'étude de l'effet du traitement alcalin sur l'amélioration de la porosité du charbon actif. ([Qambrani, et al. 2017](#); [Yao, et al. 2013](#); [Zhang, et al. 2013](#)) .



**Figure II. 4 :** Image MEB obtenues pour d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.

L'analyse EDX représentée dans le [tableau II.6](#), révèle des changements dans la composition chimique de la substance avant le processus d'adsorption. L'analyse des résultats révèle que les deux échantillons avant adsorption contiennent principalement des composants tels que du carbone (C) et de l'oxygène (O), tout comme tous les adsorbants rapportés par ([Gupta, et al. 2020](#); [SOUDANI 2024](#)). De plus, la présence de silicium (Si), de calcium (Ca) et de potassium (K) est plus évidente dans le premier échantillon, tandis que le sodium (Na) est présent dans le deuxième échantillon, les ions cuivre ( $\text{Cu}^{+2}$ ) étant absents.

**Tableau II. 6:** Analyse EDX d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.

| Élément (%) | Avant        |              |
|-------------|--------------|--------------|
|             | ADPLK        | ADPLN        |
| <b>C</b>    | <b>56.35</b> | <b>48.38</b> |
| <b>O</b>    | 30.24        | 31.72        |
| <b>Si</b>   | 3.59         | 12.63        |

|           |      |      |
|-----------|------|------|
| <b>Ca</b> | 5.94 | 2.10 |
| <b>Mg</b> | 0.5  | 2.05 |
| <b>K</b>  | 3.27 | -    |
| <b>Na</b> | -    | 2.64 |

### 3.4 Analyse par spectre DRX

La [figure II.5](#) montre l'utilisation de l'analyse par diffraction des rayons X (DRX) pour étudier les changements structuraux dans les échantillons de charbon actif ADPLK et ADPLN avant l'adsorption des ions cuivre, en raison de la composition chimique (KOH et NaOH activés) ou des procédés de préparation affectant la structure des matériaux amorphes ou semi-cristallins ou plus probablement d'une indication de la présence de plusieurs matériaux organiques. Impuretés et substances volatiles dans la structure([Kumaravel, et al. 2024](#)).

Les résultats ont montré que une large bande à  $10,63^\circ$  sont dus à la cellulose amorphe([Nam, et al. 2016](#)), tandis que à une large bande  $16,93^\circ$  est dû à la cellulose cristalline comme indiqué dans ([Boukir, et al. 2019](#); [Hajji, et al. 2015](#)). Le faible pic à  $37,01$  degrés indique la perte d'hémicellulose lors de la décomposition thermique([Gong, et al. 2017](#)). Les échantillons n'ont montré aucun pic de diffraction distinct indiquant la présence de lignine([Chia, et al. 2012](#)), indiquant la nature amorphe du charbon actif et contenant une grande quantité de carbone avec une large distribution de taille de pores.

En revanche, le pic net à  $29,40^\circ$  ( $2\theta$ ) est attribué au carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) et est lié au plan cristallin (104). La présence de  $\text{CaCO}_3$  cristallin dans les échantillons avant adsorption témoigne de la présence de résidus des matières premières utilisées dans la préparation, qui est un composé insoluble([Salem, et al. 2021](#)).

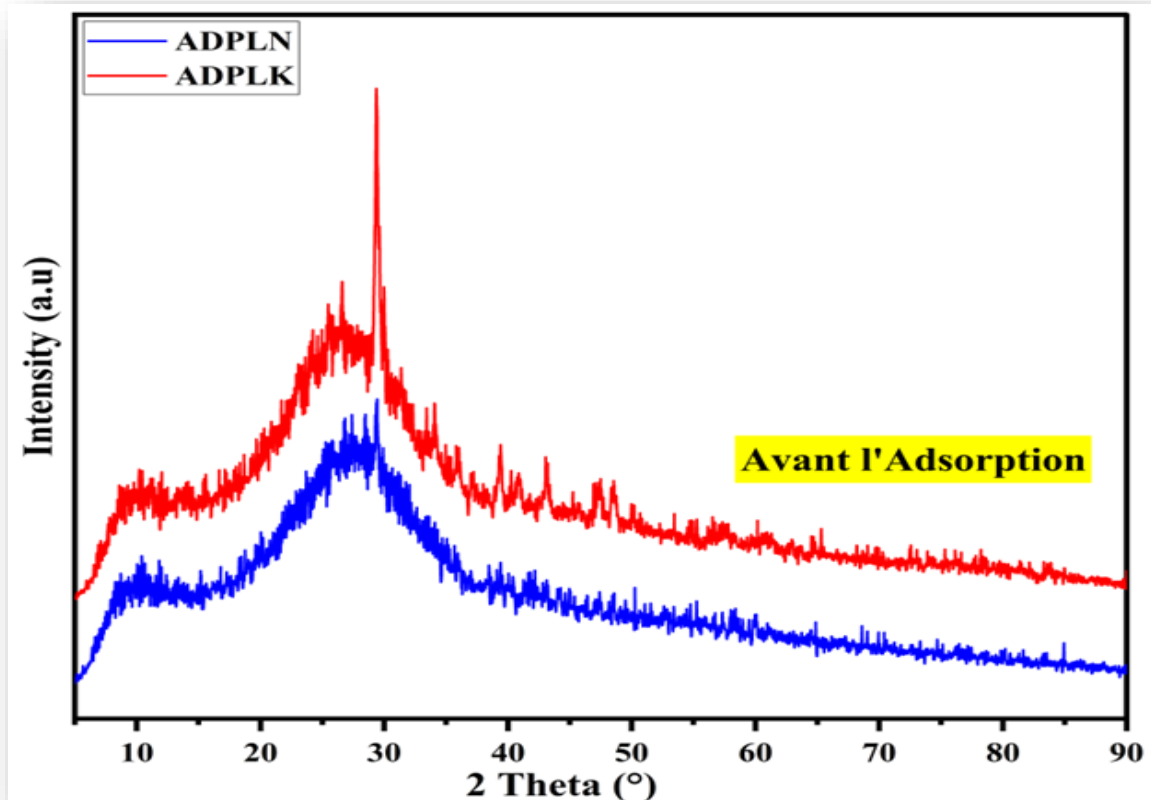


Figure II. 5 : Diagrammes DRX d'ADPLK et d'ADPLN avant adsorption.

### 3.5 Surface spécifique (Surface BET)

Théorie BET (Brunauer-Emmett-Teller). Cette théorie est généralement utilisée pour déterminer la surface des matériaux poreux par adsorption de gaz. L'isotherme de désorption du  $N_2$  a été utilisée (Mohammed, et al. 2014; Okpara, et al. 2021).

Les données de température d'adsorption et d'élimination de l'azote et la distribution de la taille des pores des deux charbons actifs, illustrées dans la figure II. 6 et la figure II. 7, montrent que le comportement d'adsorption suit le modèle typique des isothermes de type IV, selon la classification IUPAC. La courbe d'adsorption et la courbe de désorption ne correspondent pas, indiquant la génération de boucles d'hystérésis et l'apparition d'une agrégation capillaire. (Niu, et al. 2021). Ce type de ligne thermique reflète la présence de pores moyens dans les échantillons, indiquant la capacité pour chaque charbon actif à adsorber efficacement les gaz et les liquides. Ce comportement est cohérent avec les études précédentes (Jabar, et al. 2022; Yakout and El-Deen 2016) qui ont confirmé que les matériaux ont une structure poreuse capable d'adsorber le polluant émergent, notamment les ions  $Cu^{+2}$ , de la solution aqueuse, (Han, et al. 2021; Niu, et al. 2021).

Les paramètres calculés de la porosité ADPLN et ADPLK sont présentés dans le [tableau II.5](#). Selon les résultats présentés, la surface BET et le volume total des pores du charbon actif préparé (ADPLK)  $S_{\text{BET}} = 59,742 \text{ m}^2/\text{g}$  et  $V_{\text{total}} = 0.077 \text{ cm}^3/\text{g}$  et (ADPLN)  $S_{\text{BET}} = 56.43 \text{ m}^2/\text{g}$  et  $V_{\text{total}} = 0.058 \text{ cm}^3/\text{g}$  étaient très proche, en raison du traitement par solution alcaline froide pour le charbon préparé afin d'améliorer sa porosité et de nettoyer les pores obstrués ([Jin, et al. 2016](#)). Comme l'hydroxyde de sodium (NaOH) et l'hydroxyde de potassium (KOH), il peut améliorer la porosité et aider à dégager les pores obstrués. Cette méthode implique une dissolution alcaline des impuretés ou des matières organiques restantes susceptibles d'obstruer la structure poreuse interne du charbon. Ce traitement améliore souvent la surface et la taille des pores, rendant le charbon plus efficace dans des applications telles que l'adsorption. ([Cao, et al. 2024](#); [Jawad, et al. 2021a](#); [Sharma, et al. 2022](#)).

**Tableau II. 7 :** Caractéristiques des pores de ADPLK et ADPLN obtenues sur la base de l'isotherme d'adsorption de  $\text{N}_2$  à  $30^\circ\text{C}$ .

| Adsorbant       | BET Surface Area<br>( $\text{m}^2/\text{g}$ ) | $V_{\text{total}}$ ( $\text{cm}^3/\text{g}$ ) | Diamètre moyen des<br>pores ( $\text{\AA}$ ) |
|-----------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| DPL (no active) | 8,7822                                        | 0.009809                                      | /                                            |
| ADPLK           | 59.742                                        | 0.077                                         | 13.2303                                      |
| ADPLN           | 56.4249                                       | 0.058                                         | 13.03                                        |

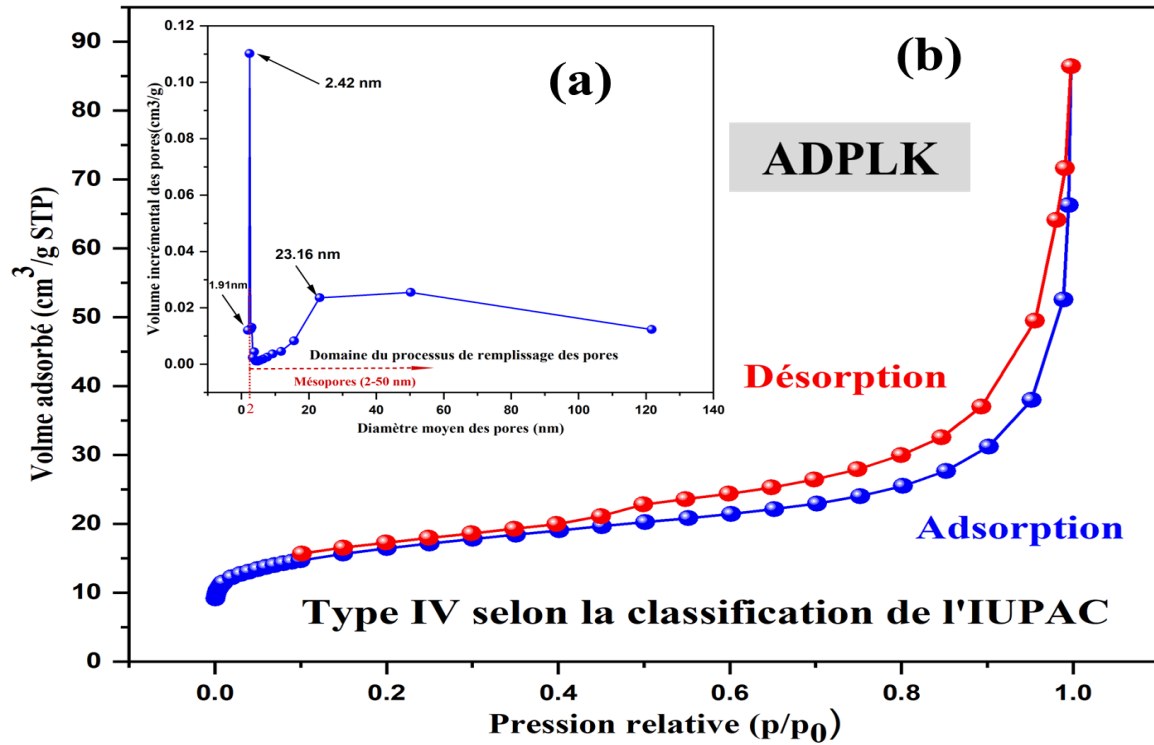


Figure II. 6 : (a) Distribution de la taille des pores ; et (b) Isotherme adsorption-désorption de  $N_2$  de ADPLK.

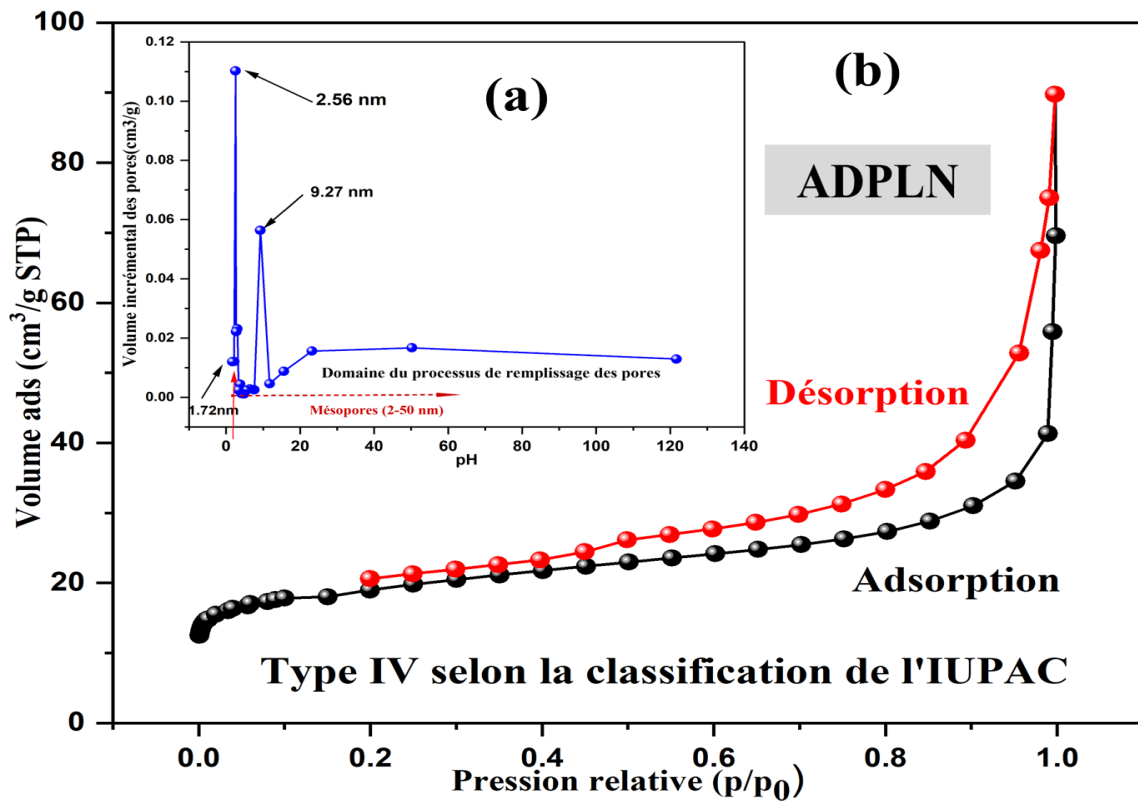


Figure II. 7 : (a) Distribution de la taille des pores ; et (b) Isotherme adsorption-désorption de  $N_2$  de ADPLN.

Selon l'analyse BJH, l'équation d'adsorption de N<sub>2</sub> indique la présence d'un petit nombre de **micropores** avec des diamètres proches de **2 nm**. De plus, la distribution révèle une gamme plus large de **mésopores** compris entre **2 et 50 nm**, mettant en évidence une **structure poreuse diversifiée**. Cette diversité en micropores et mésopores renforce l'efficacité du matériau dans diverses applications d'adsorption, où les micropores favorisent une adsorption hautement sélective, tandis que les mésopores permettent d'interagir avec des molécules de plus grande taille.

### 3.6 Point de charge nulle (PZC) des adsorbants préparés

La charge superficielle de l'adsorbant est affectée par le pH de la solution. Lorsque le pH est inférieur à celui du pH<sub>pzc</sub>, les sites chargés négativement sont neutralisés par les protons des groupes hydroxyles (OH) présents sur la surface. En revanche, si le pH est supérieur au pH<sub>pzc</sub>, l'augmentation des sites chargés négativement sur la surface du carbone est due à la déprotonation des ions hydroxyles. Ces charges négatives attirent électro statiquement les cations métalliques provenant de la dissociation en solution des adsorbants préparés. (Soudani, et al. 2022)

Selon les résultats illustrés dans la [Figure II. 8](#), la valeur du point de charge zéro (pH<sub>pzc</sub>) est d'environ **9,3** pour **ADPLK** et **8,5** pour **ADPLN**. Cela montre que les surfaces des deux matériaux étaient chargées positivement lorsque le pH de la solution était inférieur au pH<sub>pzc</sub>, entraînant ainsi une répulsion électrostatique en raison de la similarité des charges de surface et des ions métalliques, suggérant l'influence d'une autre force dans le processus d'adsorption (Djezzar, et al. 2024; Mebarka, et al. 2024). Inversement, lorsque le pH est supérieur au pH<sub>pzc</sub>, les matériaux deviennent chargés négativement, favorisant l'attraction et l'adsorption des ions métalliques.

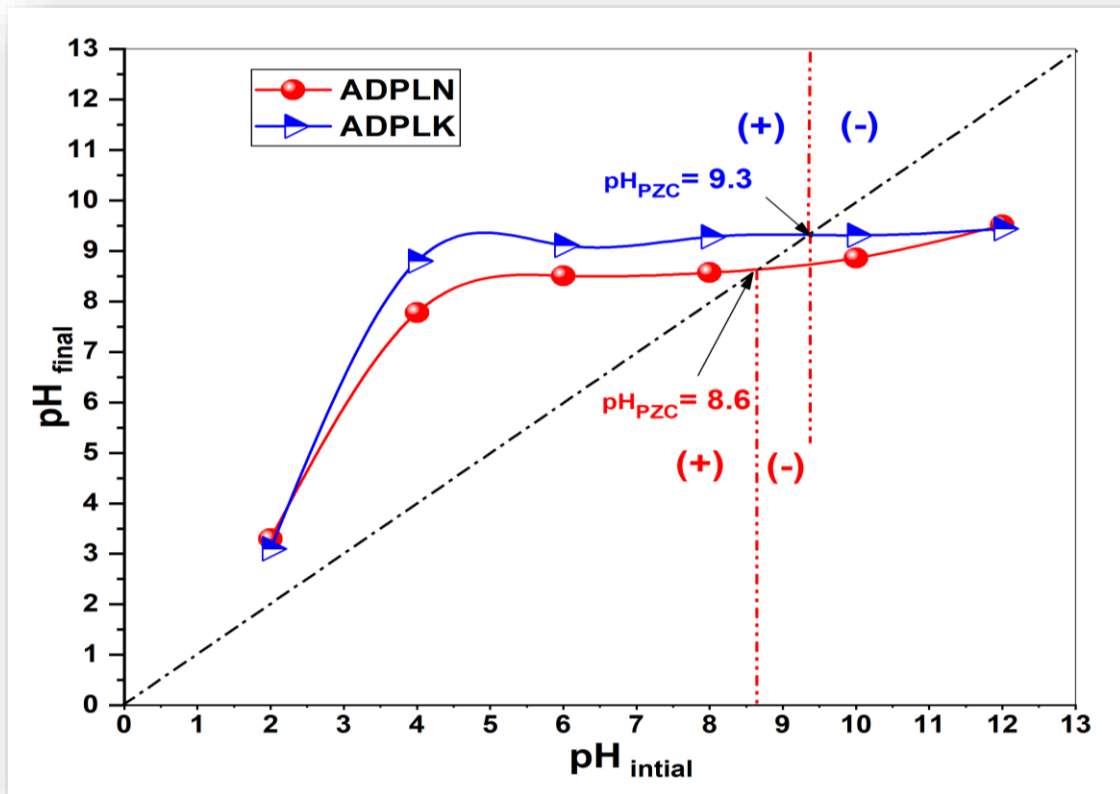


Figure II. 8 : pH point zéro charge ( $pH_{PZC}$ ) des adsorbants préparés

### 3.7 Potentiel zêta des adsorbants

La valeur du potentiel zêta donne une indication de stabilité. Si toutes les particules ont un potentiel zêta négatif ou positif important, elles se repousseront et la diffusion sera stable. Si les particules ont de faibles valeurs de potentiel zêta, aucune force n'empêche les particules de se rassembler et il y a une instabilité dans la diffusion. La ligne de démarcation entre les dispersions aqueuses stables et instables se situe généralement à +30 ou -30 mV. (Kadu, et al. 2011)

Il a été constaté que le potentiel zêta ADPLK était de **-16,6** et ADPLN de **-18,4 mV**, ce qui indique que la surface extérieure de la particule ou du matériau absorbant porte une charge négative et qu'elle est plus proche de la plage, bien qu'avec un degré de stabilité modéré, mais il n'est pas fortement stable par rapport aux tensions zêta plus négatives.

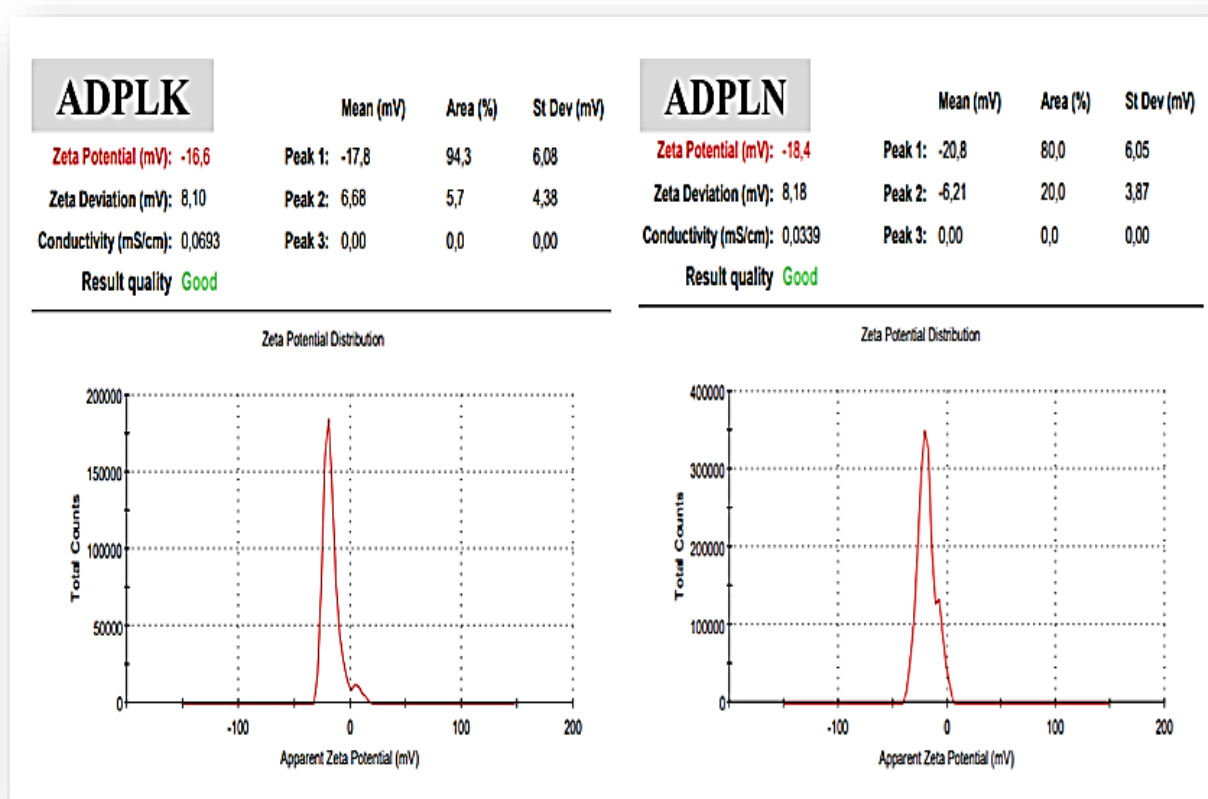


Figure II. 9 : Potentiel zêta des adsorbants préparés

## 4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons étudié les propriétés physiques et chimiques du charbon actif préparé en utilisant différents agents d'activation, dans le but d'optimiser les conditions de production pour obtenir un matériau à haute capacité d'adsorption. L'influence des agents d'activation et des variables expérimentales sur la qualité et les caractéristiques du charbon actif a été analysée à l'aide de plusieurs techniques avancées, telles que **FTIR**, **ATG/DSC**, **XRD**, **SEM**, **BET** et les **mesures de pH<sub>zpc</sub>**, permettant ainsi une meilleure compréhension de sa structure morphologique, chimique et de surface. Cette étude contribue à l'amélioration des procédés de fabrication du charbon actif et au développement de ses applications dans l'adsorption et la purification.

Les résultats obtenus dans ce chapitre ont montré que les matériaux (ADPLK) et (ADPLN) représentent les charbons actifs les plus prometteurs pour les applications d'adsorption.

## ***Liste des Références (Chapitre II) Partie II :***

- Abd-Talib, N., Chuong, C. S., Mohd-Setapar, S. H., Asli, U. A., Pa'ee, K. F., & Len, K. Y. T. (2020). Trends in adsorption mechanisms of fruit peel adsorbents to remove wastewater pollutants (Cu (II), Cd (II) and Pb (II)). *Journal of Water and Environment Technology*, 18(5), 290-313. <https://doi.org/10.2965/jwet.20-004>
- Afolabi, F. O., & Musonge, P. (2023). Synthesis, Characterization, and Biosorption of Cu<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> Ions from an Aqueous Solution Using Biochar Derived from Orange Peels. *Molecules*, 28(20), 7050. <https://doi.org/10.3390/molecules28207050>.
- Alfatah, T., Mistar, E. M., & Supardan, M. D. (2021). Porous structure and adsorptive properties of activated carbon derived from Bambusa vulgaris striata by two-stage KOH/NaOH mixture activation for Hg<sup>2+</sup> removal. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102294. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102294>
- Boukir, A., Fellak, S., & Doumenq, P. (2019). Structural characterization of Argania spinosa Moroccan wooden artifacts during natural degradation progress using infrared spectroscopy (ATR-FTIR) and X-Ray diffraction (XRD). *Heliyon*, 5(9). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02477>
- Bumajdad, A., & Hasila, P. (2023). Surface modification of date palm activated carbonaceous materials for heavy metal removal and CO<sub>2</sub> adsorption. *Arabian Journal of Chemistry*, 16(1), 104403. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2022.104403>
- Cao, Y., Yang, L., Liu, F., & Yu, Q. (2024). Adsorption experiments and mechanisms of methylene blue on activated carbon from garden waste via deep eutectic solvents coupling KOH activation. *Biomass and bioenergy*, 182, 107074. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107074>
- Catherine, A. (2009). *Élimination de polluants aromatiques par oxydation catalytique sur charbon actif*. Thèse de doctorat es-sciences. <https://theses.hal.science/tel-04399261v1>
- Chia, C. H., Gong, B., Joseph, S. D., Marjo, C. E., Munroe, P., & Rich, A. M. (2012). Imaging of mineral-enriched biochar by FTIR, Raman and SEM-EDX. *Vibrational Spectroscopy*, 62, 248-257. <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2012.06.006>
- De Souza, J., Diniz, K. M., Massocatto, C. L., Tarley, C. R. T., Caetano, J., & Dragunski, D. C. (2012). Removal of Pb (II) from aqueous solution with orange sub-products chemically modified as biosorbent. *BioResources*, 7(2), 2300-2318.
- Djezzar, Z., Aidi, A., Rehali, H., Ziad, S., & Othmane, T. (2024). Characterization of activated carbon produced from the green algae Spirogyra used as a cost-effective adsorbent for enhanced removal of copper (ii): application in industrial wastewater treatment. *RSC advances*, 14(8), 5276-5289. <https://doi.org/10.1039/D3RA08678J>
- Dobele, G., Volperts, A., Plavniece, A., Zhurinsh, A., Upskuviene, D., Balciunaite, A., . . . Norkus, E. (2024). Thermochemical Activation of Wood with NaOH, KOH and H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> for the Synthesis of Nitrogen-Doped Nanoporous Carbon for Oxygen Reduction Reaction. *Molecules*, 29(10), 2238. <https://doi.org/10.3390/molecules29102238>
- Ghany, H. M. A. (2019). Production of a new activated carbon prepared from palm fronds by thermal activation. *Int. J. Eng. Technol. Manag. Res*, 6, 34-43. <https://doi.org/10.29121/ijetmr.v6.i4.2019.368>
- Gong, J., Li, J., Xu, J., Xiang, Z., & Mo, L. (2017). Research on cellulose nanocrystals produced from cellulose sources with various polymorphs. *RSC advances*, 7(53), 33486-33493. <https://doi.org/10.1039/C7RA06222B>.

- Gupta, K., & Khatri, O. P. (2017). Reduced graphene oxide as an effective adsorbent for removal of malachite green dye: plausible adsorption pathways. *Journal of Colloid and Interface Science*, 501, 11-21.
- Gupta, S., Sireesha, S., Sreedhar, I., Patel, C. M., & Anitha, K. (2020). Latest trends in heavy metal removal from wastewater by biochar based sorbents. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101561. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101561>
- Hajji, L., Boukir, A., Assouik, J., Kerbal, A., Kadjout, M., Doumenq, P., & De Carvalho, M. L. (2015). A multi-analytical approach for the evaluation of the efficiency of the conservation–restoration treatment of Moroccan historical manuscripts dating to the 16th, 17th, and 18th centuries. *Applied spectroscopy*, 69(8), 920-938. <https://doi.org/10.1366/14-07688>
- Heba, K., & Shaimaa T, E.-W. (2023). Effective removal of Pb (II) and Cu (II) from aqueous solutions using a hybrid composite of fuller's earth, aluminum silicate and chitosan: Springer.
- Jabar, J. M., & Odusote, Y. A. (2024). Utilization of prepared activated biochar from water lily (*Nymphaea lotus*) stem for adsorption of malachite green dye from aqueous solution. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(5), 5999-6010. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100385>
- Jawad, A. H., Abdulhameed, A. S., Bahrudin, N. N., Hum, N. N. M. F., Surip, S., Syed-Hassan, S. S. A., . . . Sabar, S. (2021). Microporous activated carbon developed from KOH activated biomass waste: surface mechanistic study of methylene blue dye adsorption. *Water Science and Technology*, 84(8), 1858-1872.
- Jawad, A. H., Abdulhameed, A. S., Wilson, L. D., Syed-Hassan, S. S. A., ALOthman, Z. A., & Khan, M. R. (2021). High surface area and mesoporous activated carbon from KOH-activated dragon fruit peels for methylene blue dye adsorption: optimization and mechanism study. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 32, 281-290. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.355>.
- Kadu, P. J., Kushare, S. S., Thacker, D. D., & Gattani, S. G. (2011). Enhancement of oral bioavailability of atorvastatin calcium by self-emulsifying drug delivery systems (SEDDS). *Pharmaceutical Development and Technology*, 16(1), 65-74. <https://doi.org/10.3109/10837450903499333>
- Kra, D., Allou, N., Atheba, P., Drogui, P., & Trokourey, A. (2019). Preparation and characterization of activated carbon based on wood (*Acacia auriculaeformis*, Côte d'Ivoire). *J Encapsulation Adsorpt Sci* 09: 63. <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>
- Kumaravel, S., Geetha, M., Niyitanga, T., Kumar, D. S., Al-Ansari, M. M., Mythili, R., . . . Ragupathy, S. (2024). Preparation and characterization of activated carbon from corn cob by chemical activation and their adsorption of brilliant green dye from wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.05.127>
- Le Van, K., Thu, T. L. T., Thu, H. N. T., & Van Hoang, H. (2019). Activated Carbon by KOH and NaOH Activation: Preparation and Electrochemical Performance in K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Electrolytes. *Russian Journal of Electrochemistry*, 55, 900-907.
- Maaloul, N., Oulego, P., Rendueles, M., Ghorbal, A., & Díaz, M. (2020). Synthesis and characterization of eco-friendly cellulose beads for copper (II) removal from aqueous solutions. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 23447-23463.
- Mao, Y., Cai, B., Huang, M., Li, J., Liu, X., Zhang, W., & Ma, Z. (2024). Pyrolysis polygeneration of the marine and terrestrial biomass and the chemical activation of bio-

- char as adsorbent to remove tetracycline hydrochloride from wastewater. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 177, 106272. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2023.106272>
- Mebarka, K., Aidi, A., Rehali, H., Djezzar, Z., & Othmane, T. (2024). Potencial de carbono activado das folhas de palma-Biskra para a remoção de cobre (II) por adsorção: cinética e modelagem térmica. *Studies in Engineering and Exact Sciences*, 5(2), e7726-e7726. <https://doi.org/10.54021/seesv5n2-187>
- Mohammed, M. A., Shitu, A., Tadda, M. A., & Ngabura, M. (2014). Utilization of various Agricultural waste materials in the treatment of Industrial wastewater containing Heavy metals: A Review. *Int. Res. J. Environ. Sci*, 3(3), 62-71.
- Mosoarca, G., Vancea, C., Popa, S., Dan, M., & Boran, S. (2023). A novel high-efficiency natural biosorbent material obtained from sour cherry (*Prunus cerasus*) leaf biomass for cationic dyes adsorption. *Materials*, 16(12), 4252. <https://doi.org/10.3390/ma16124252>
- Muniandy, L., Adam, F., Mohamed, A. R., & Ng, E.-P. (2014). The synthesis and characterization of high purity mixed microporous/mesoporous activated carbon from rice husk using chemical activation with NaOH and KOH. *Microporous and Mesoporous Materials*, 197, 316-323. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2014.06.020>
- Nam, S., French, A. D., Condon, B. D., & Concha, M. (2016). Segal crystallinity index revisited by the simulation of X-ray diffraction patterns of cotton cellulose I $\beta$  and cellulose II. *Carbohydrate Polymers*, 135, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2015.08.035>
- Niu, C., Li, S., Zhou, G., Wang, Y., Dong, X., & Cao, X. (2021). Preparation and characterization of magnetic modified bone charcoal for removing Cu<sup>2+</sup> ions from industrial and mining wastewater. *Journal of environmental management*, 297, 113221. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113221>
- Okpara, O. G., Ogbeide, O. M., Ike, O. C., Menechukwu, K. C., & Ejike, E. C. (2021). Optimum isotherm by linear and nonlinear regression methods for lead (II) ions adsorption from aqueous solutions using synthesized coconut shell-activated carbon (SCSAC). *Toxin Reviews*, 40(4), 901-914. <https://doi.org/10.1080/15569543.2020.1802596>
- Prakash, M. O., Raghavendra, G., Ojha, S., & Panchal, M. (2021). Characterization of porous activated carbon prepared from arhar stalks by single step chemical activation method. *Materials Today: Proceedings*, 39, 1476-1481. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.370>
- Qambrani, N. A., Rahman, M. M., Won, S., Shim, S., & Ra, C. (2017). Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 255-273. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>
- Ramraj, S., Kubaib, A., Imran, P. M., & Thirupathy, M. (2023). Utilizing *Sida Acuta* leaves for low-cost adsorption of chromium (VI) heavy metal with activated charcoal. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11, 100338. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100338>
- Salem, I. B., El Gamal, M., Sharma, M., Hameedi, S., & Howari, F. M. (2021). Utilization of the UAE date palm leaf biochar in carbon dioxide capture and sequestration processes. *Journal of environmental management*, 299, 113644. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113644>
- Shaaban, A., Se, S.-M., Dimin, M., Juoi, J. M., Husin, M. H. M., & Mitani, N. M. M. (2014). Influence of heating temperature and holding time on biochars derived from rubber wood sawdust via slow pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 107, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.01.021>

- Sharma, R. K., Singh, T., Mandal, S., Azad, D., & Kumar, S. (2022). Chemical treatments for biochar modification: opportunities, limitations and advantages *Engineered Biochar: Fundamentals, Preparation, Characterization and Applications* (pp. 65-84): Springer. [https://doi.org/10.1007/978-981-19-2488-0\\_5](https://doi.org/10.1007/978-981-19-2488-0_5)
- SOUDANI, A. (2024). *Etude de la rétention des métaux lourds par adsorption sur des charbons actifs préparés à partir des résidus agricoles*. Faculté des Sciences et de la technologie. <http://thesis.univ-biskra.dz/id/eprint/6525>
- Soudani, A., Youcef, L., Bulgariu, L., Youcef, S., Toumi, K., & Soudani, N. (2022). Characterizing and modeling of oak fruit shells biochar as an adsorbent for the removal of Cu, Cd, and Zn in single and in competitive systems. *Chemical Engineering Research and Design*, 188, 972-987. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.10.009>
- Wu, J., Montes, V., Virla, L. D., & Hill, J. M. (2018). Impacts of amount of chemical agent and addition of steam for activation of petroleum coke with KOH or NaOH. *Fuel processing technology*, 181, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.09.018>
- Wu, Q., Ren, M., Zhang, X., Li, C., Li, T., Yang, Z., . . . Wang, L. (2021). Comparison of Cd (II) adsorption properties onto cellulose, hemicellulose and lignin extracted from rice bran. *Lwt*, 144, 111230. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2021.111230>
- Wu, Z., Lv, S., Xiao, P., Yin, X., Cheng, H., Li, H., . . . Zheng, F. (2024). Optimisation and characterisation of KOH-activated carbon obtained from Baijiu spent grains for the mitigation of risk factors in alcoholic beverages. *Food Chemistry*, 452, 139604. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2024.139604>
- Yakout, S., & El-Deen, G. S. (2016). Characterization of activated carbon prepared by phosphoric acid activation of olive stones. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, S1155-S1162. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.12.002>
- Yao, Y., Gao, B., Chen, J., & Yang, L. (2013). Engineered biochar reclaiming phosphate from aqueous solutions: mechanisms and potential application as a slow-release fertilizer. *Environmental science & technology*, 47(15), 8700-8708.
- Yuan, T., Tahmasebi, A., & Yu, J. (2015). Comparative study on pyrolysis of lignocellulosic and algal biomass using a thermogravimetric and a fixed-bed reactor. *Bioresource Technology*, 175, 333-341. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.108>
- Zambrano, G., De Almeida, O., Duarte, D., Velaso, F., Luzardo, F., & Lius, N. (2022). Adsorption of arsenic anions in water using modified lignocellulosic adsorbent, *Results Eng.* 13 (2022) 100340. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100340>
- Zare, L., & Ghasemi-Fasaei, R. (2019). Investigation of equilibrium isotherm and kinetic modeling to asses sorption characteristics of nitrate onto palm leaf biochar. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*, 38(5), 143-153.
- Zhang, M., Gao, B., Varnosfaderani, S., Hebard, A., Yao, Y., & Inyang, M. (2013). Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal. *Bioresource Technology*, 130, 457-462. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.132>

# **Chapitre III :**

## **Etude de l'efficacité de l'adsorption des ions $\text{Cu}^{2+}$**

## 1 Introduction

Ce chapitre présente une étude expérimentale approfondie, divisée en deux axes principaux :

Premièrement, Évaluation de l'efficacité du charbon actif préparé (ADPLK et ADPLN) pour l'adsorption des ions cuivre (II) dans une solution synthétisée. Les résultats obtenus ont été analysés et discutés en fonction de leur efficacité d'adsorption et de leur modélisation en termes d'élimination. Les paramètres influençant l'efficacité du processus, tels que la durée du contact, la concentration initiale en ions cuivre (II), la dose de sorbant, le pH de la solution et la température de contact, ont été examinés pour optimiser le processus d'adsorption. Par ailleurs, une attention particulière a été accordée à l'étude de la régénération du charbon actif afin d'évaluer sa durabilité et sa capacité de réutilisation.

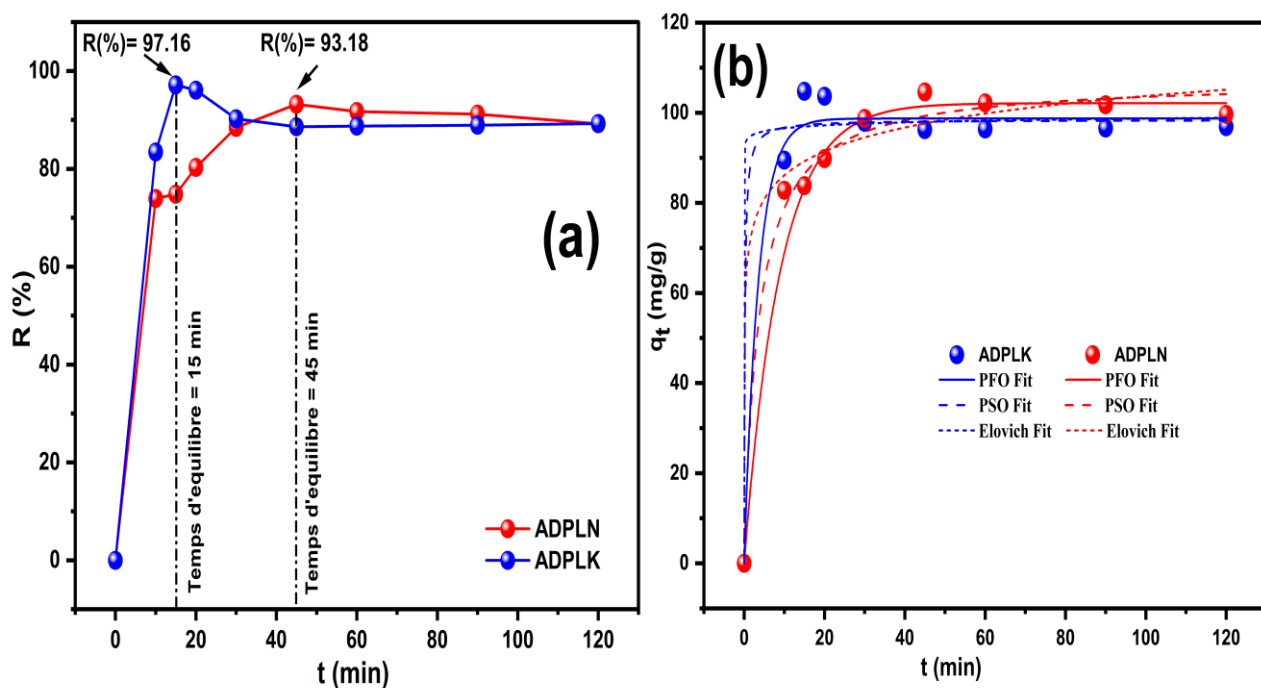
Deuxièmement, Application du charbon actif (ADPLK) sur les eaux usées industrielles : Une deuxième partie de l'étude a consisté à tester un échantillon d'ADPLK sur des eaux usées industrielles afin d'évaluer son efficacité dans la purification de ces eaux. Cette application pratique vise à valider l'utilisation du charbon actif préparé dans des conditions réelles et à démontrer son potentiel pour le traitement des effluents industriels.

## 2 Etude de l'adsorption dans des solutions synthétiques

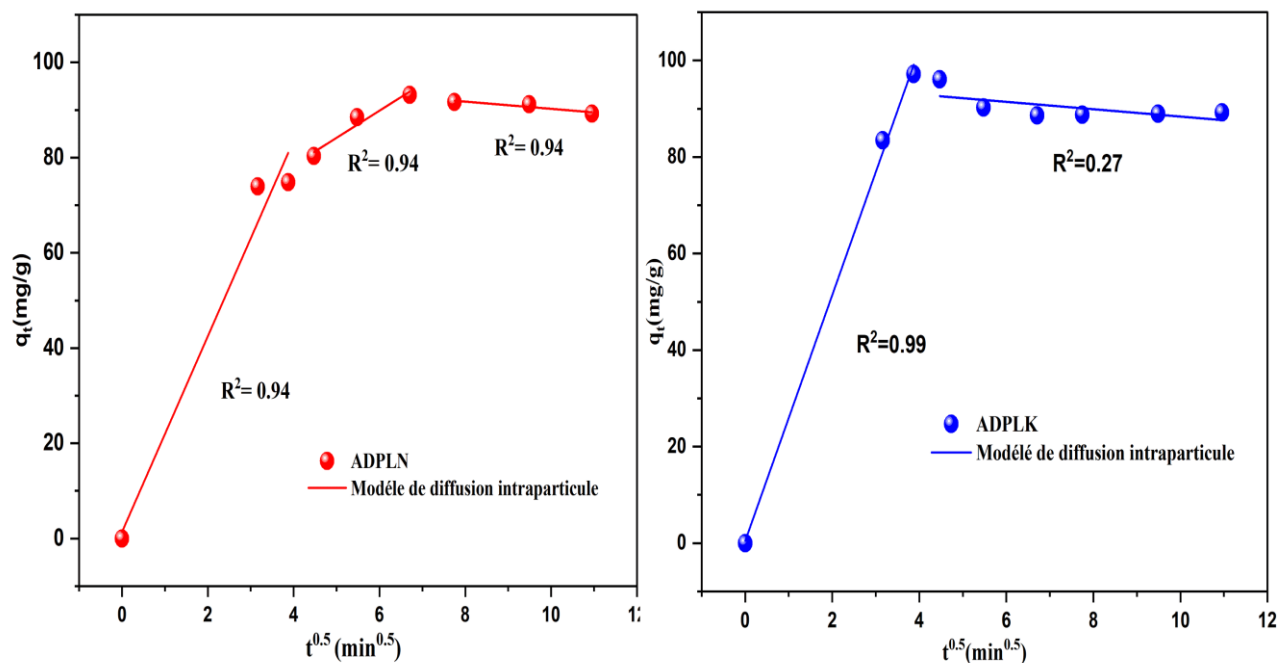
### 2.1 Etude l'effet de la durée du contact et cinétique d'adsorption

La [figure III.1. \(a\)](#) présente l'impact de la durée de contact entre (ADPLN - ADPLK) et les ions  $\text{Cu}^{2+}$ . Comme mentionné précédemment, l'adsorption se déroule en deux étapes : une première phase rapide de 0 à 15 minutes, suivie d'une phase d'équilibre progressive de 15 à 120 minutes pour l'ADPLK. Pendant la première phase, on a obtenu une efficacité d'élimination de 97 %, tandis que l'ADPLN atteint un taux d'élimination de 93 % après 45 minutes et se stabilise. Cela s'explique par la présence de nombreux sites d'adsorption disponibles et non occupés à la surface des adsorbants.

La prochaine étape consiste à stabiliser l'efficacité de l'élimination, qui se produit lorsque les sites actifs sont progressivement ou totalement saturés d'ions  $\text{Cu}^{2+}$ , ce qui entraîne une élimination lente qui aboutit à l'équilibre d'adsorption. Les pores de la solution sont fermés par la présence d'ions  $\text{Cu}^{2+}$ , ce qui empêche tout autre ion de pénétrer ([Bai, et al. 2020](#); [Bhowmik, et al. 2021](#); [Salomón, et al. 2022](#)).



**Figure III.1 :** Effet de la durée de contact et les modèles cinétiques d'adsorption (PFO, PSO et Elovich) pour l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN ( $C_0 = 200$ ) mg/L,  $m = 0.1$  g/L,  $\text{pH} = 5.3$ ).



**Figure III.2 :** Modèle de diffusion intra-particulaire pour l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN ( $C_0 = 200$ ) mg/L,  $m = 0.1$  g/L,  $\text{pH} = 5.3$ ).

Pour appréhender les processus d'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur l'adsorbant, des modèles non linéaires ont été employés pour examiner les résultats de l'expérience, L'explication de l'adsorption est généralement incorrecte. Lorsque j'utilise la méthode linéaire, elle ne fournit qu'une estimation de la valeur mesurée (Dan-Iya and Shukor 2020).

Les courbes d'ajustement cinétique, obtenues à partir des données expérimentales en utilisant les modèles de pseudo-premier ordre (PFO) (Lagergren 1898), le pseudo-second ordre (PSO) (Ho and McKay 1999), Elovitch (McLintock and Orr 1967), et Le modèle linéaire de diffusion intraparticule a également été testé (Weber Jr and Morris 1963). Il est nécessaire de se souvenir de ces modèles. Elle s'exprime à l'aide des expressions mathématiques présentées dans les équations (1) à (4) respectivement, comme suit :

$$\text{(PFO)} : q_t = q_e (1 - e^{-k_1 \cdot t}) \quad (1)$$

$$\text{(PSO)} : q_t = \frac{q_e^2 \cdot k_2}{1 + q_e k_2} \quad (2)$$

$$\text{Elovitch} : q_t = \frac{1}{\beta} \times \ln(1 + (\alpha \times \beta \times t)) \quad (3)$$

$$\text{Diffusion intraparticule: } q_t = k_{int} t^{1/2} + C \quad (4)$$

Avec :

- $q_e$  et  $q_t$  sont respectivement les quantités d'adsorption par masse d'adsorbant à l'équilibre et à tout instant  $t$  (min),
- $k_1$  (min<sup>-1</sup>) est la constante de vitesse de l'équation du PFO,  $k_2$  (g/mg min) est la constante de vitesse de l'équation PSO,
- $\alpha$  : Le taux d'adsorption initiale en (mg/g/min) et  $\beta$  : La constante de désorption (mg/g) liée à l'étendue de la couverture de surface et à l'énergie d'activation pour la chimisorption.
- $k_{int}$  (mg/g.min<sup>1/2</sup>) est la constante de vitesse de diffusion intraparticule et C est une constante liée à l'épaisseur de la couche limite (mg/g).

Comme indiqué dans la figure III.1.(b) et le tableau II.2 présente les valeurs des paramètres des modèles cinétiques d'adsorption tels que  $q_e$  (quantité adsorbée à l'équilibre),  $k_1$  (constante de vitesse du modèle du premier ordre),  $k_2$  (constante de vitesse du modèle du second ordre), ainsi que le coefficient de corrélation ( $R^2$ ).

**Tableau III.1** : Les valeurs des paramètres des modèles cinétiques d'adsorption.

| Modèle                                   | Paramètre                            | Unité                                   | Valeur          |          |
|------------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------------|-----------------|----------|
|                                          |                                      |                                         | ADPLK           | ADPLN    |
| <b>PFO</b>                               | $q_e$ (PFO)                          | mg/g                                    | 98.7201         | 102.110  |
|                                          | $K_l$                                | $\text{min}^{-1}$                       | 0.754           | 0.8938   |
|                                          | $R^2$                                | —                                       | 0.9848          | 0.997    |
|                                          | $\chi^2$                             | —                                       | 16.404          | 3.132    |
| <b>PSO</b>                               | $q_e$ (PSO)                          | mg/g                                    | 98.426          | 107.276  |
|                                          | $K_l$                                | $\text{g}/(\text{mg}.\text{min})$       | 0.05668         | 0.00258  |
|                                          | $R^2$                                | —                                       | 0.9794          | 0.9907   |
|                                          | $\chi^2$                             | —                                       | 22.26           | 11.388   |
| <b>Elovish</b>                           | $\alpha$                             | $\text{mg}/(\text{g}.\text{min})$       | $5.612.10^{43}$ | 60059.96 |
|                                          | $\beta$                              | mg/g                                    | 1.067           | 1.0131   |
|                                          | $R^2$                                | —                                       | 0.977           | 0.997    |
|                                          | $\chi^2$                             | —                                       | 23.84           | 3.28     |
| <b>Diffusion<br/>Intra<br/>particule</b> | <b><u>1<sup>ère</sup> Etape</u></b>  |                                         |                 |          |
|                                          | $K_{int,1}$                          | $(\text{mg}/\text{g}.\text{min}^{1/2})$ | 25.481          | 20.553   |
|                                          | $C_1$                                | (mg/g)                                  | 0.443           | 1.385    |
|                                          | $R^2$                                | —                                       | 0.99            | 0.947    |
|                                          | $\chi^2$                             | —                                       | 9.92            | 96.92    |
|                                          | <b><u>2<sup>-ème</sup> Etape</u></b> |                                         |                 |          |
|                                          | $K_{int,2}$                          | $(\text{mg}/\text{g}.\text{min}^{1/2})$ | 96.006          | 5.693    |
|                                          | $C_2$                                | (mg/g)                                  | 0.762           | 55.703   |
|                                          | $R^2$                                | —                                       | 0.270           | 0.91     |

|  |                               |                            |       |        |
|--|-------------------------------|----------------------------|-------|--------|
|  | $\chi^2$                      | —                          | 24.28 | 3.73   |
|  | <b>3<sup>-ème</sup> Etape</b> |                            |       |        |
|  | $K_{int,3}$                   | (mg/g.min <sup>1/2</sup> ) | —     | 0.755  |
|  | $C_3$                         | (mg/g)                     | —     | 97.815 |
|  | $R^2$                         | —                          | —     | 0.72   |
|  | $\chi^2$                      | —                          | —     | 0.46   |

Le coefficient de détermination ajusté ( $R^2$ ) est un indicateur clé pour évaluer la performance des modèles cinétiques. Les valeurs obtenues varient entre 0,97 et 0,997, indiquant une forte corrélation avec le modèle de pseudo-premier ordre pour les deux échantillons étudiés. Ce haut degré de concordance suggère que le modèle capture efficacement la dynamique des processus d'adsorption ; lorsque  $R^2$  est proche de 1, cela reflète une excellente adéquation entre les modèles théoriques et les données expérimentales. En complément, la valeur de Chi-carré  $\chi^2$ , dérivée des fonctions d'erreur appliquées (Adesemuyi, et al. 2020), a été utilisée comme critère supplémentaire pour évaluer la qualité de l'ajustement. Les valeurs basses de Chi-carré  $\chi^2$  renforcent la pertinence du modèle choisi. Les résultats confirment que le modèle cinétique de pseudo-premier ordre est le plus adapté pour décrire la cinétique des phénomènes d'adsorption dans cette étude. Par ailleurs, le mécanisme d'adsorption est identifié comme étant de nature physique (Asuquo, et al. 2017; Etim, et al. 2016; Tayibi, et al. 2020), comme en témoigne la rapidité du processus (15 à 45 minutes pour atteindre l'équilibre). Cela indique que l'adsorption dépend principalement des sites vacants disponibles à la surface de l'adsorbant. Au début du processus, le taux d'adsorption est élevé, mais il diminue progressivement à mesure que l'équilibre est atteint (Jabar and Odusote 2024). Ces conclusions soulignent la fiabilité et la robustesse du modèle de pseudo-premier ordre dans l'analyse des processus d'adsorption étudiés.

Le modèle Elovich fournit également un bon ajustement car il indique une chimisorption lorsque la surface de l'adsorbant est hétérogène, de sorte que la contribution de la chimisorption ne doit pas être négligée. Le PSO a également montré une bonne adéquation.

Par conséquent, l'ajustement des trois modèles non linéaires suit l'ordre suivant :

**PFO > PSO > Elovich.** Comme le montre la [figure III.1\(b\)](#).

En outre, la quantité de cuivre(II) adsorbée ( $q_{e,cal}$ ), calculée à partir des modèles de pseudo-premier ordre (PFO) et de pseudo-second ordre (PSO), était très proche des valeurs expérimentales ( $q_{exp}$ , mg/g) (Hadj-Otmane, et al. 2024). Cela suggère que l'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  résulte à la fois de mécanismes de nature physique et chimique (Hadj-Otmane, et al. 2024; Ibrahim, et al. 2022).

La figure III.2 montre que l'adsorption des ions Cu(II) sur ADPLN se produit en trois étapes tandis que sur ADPLK elle se produit en deux étapes. Ceci peut être expliqué sur la base des valeurs de la constante de vitesse de diffusion énumérées dans le tableau III.1, qui sont classées comme suit :

$$\text{ADPLK} : k_{int,1} > k_{int,2}.$$

$$\text{ADPLN} : k_{int,1} > k_{int,2} > k_{int,3}$$

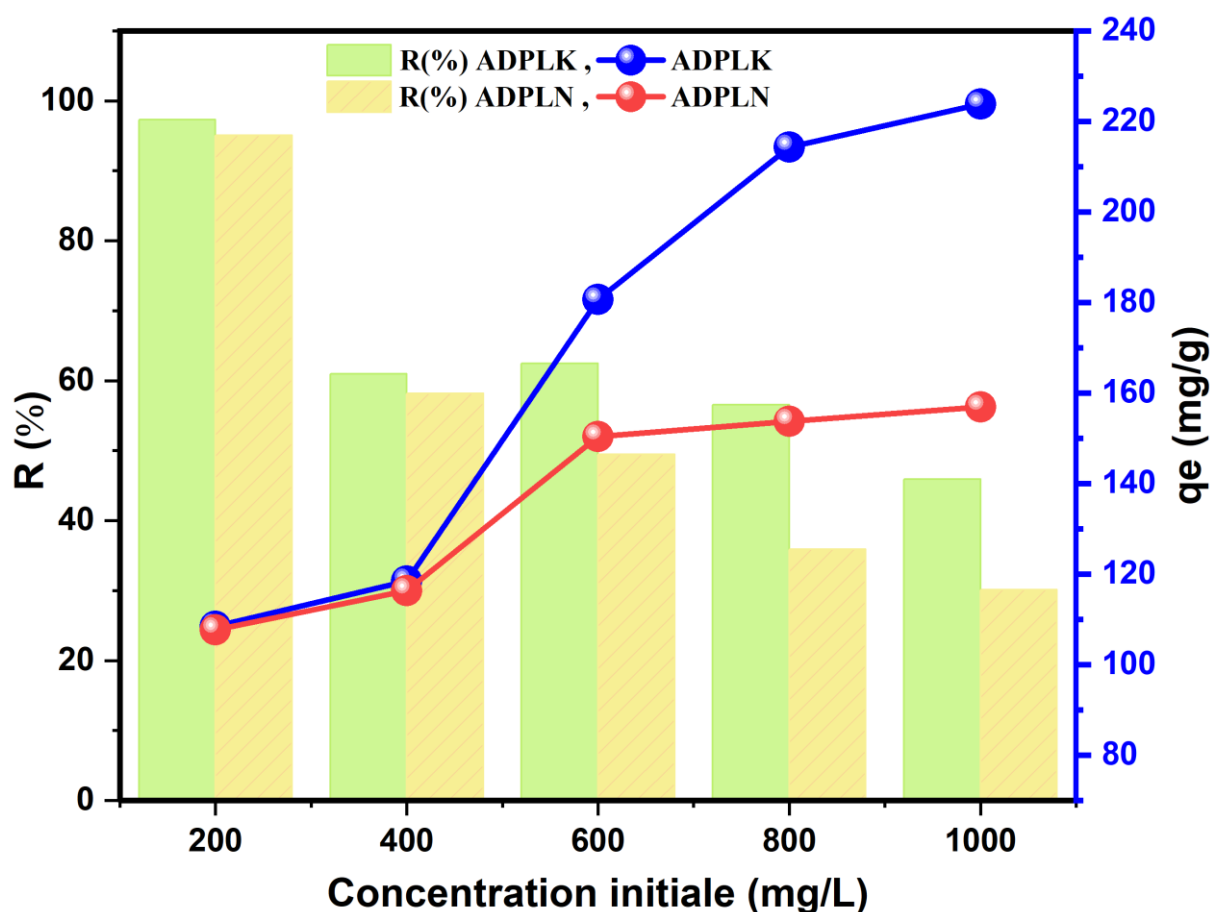
Les courbes initiales sont très raides en raison de la diffusion rapide des ions Cu(II) vers la surface extérieure du matériau et la vitesse de diffusion diminue, comme le montre la diminution de la pente de la droite à ce stade. La deuxième étape (diffusion à l'intérieur des particules) a la plus grande influence sur l'efficacité d'absorption, Il représente l'étape d'équilibre, où le processus d'adsorption devient

## 2.2 Effet de la concentration initiale de $\text{Cu}^{2+}$

Les adsorbants sont fortement impactés par la concentration initiale des contaminants. Dans cette situation, on a étudié l'impact de l'augmentation graduelle de la concentration initiale des ions cuivre dans la solution sur l'efficacité d'élimination (R%) et la capacité d'adsorption de ADPLN et ADPLK, comme illustré dans la figure.III.3, Il existe une concordance entre les résultats expérimentaux et ceux qui ont été précédemment étudiés. On a constaté que l'efficacité d'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  par ADPLK a diminué de 97 % à 45 % et par ADPLN de 93 à 30 %, avec une augmentation de la concentration de 200 à 1000 mg/L.

Le taux d'élimination élevé à de faibles concentrations initiales de 200 mg/L peut être attribué à la disponibilité d'un grand nombre de sites actifs, à la faible compétition pour ces sites créant des forces répulsives entre les molécules de soluté (ions métalliques adsorbés et adsorbés) et à la grande surface disponible pour quelques molécules. Tous ces facteurs conduisent à une absorption plus efficace et plus rapide que des concentrations plus élevées (Darweesh, et al. 2022; Marković, et al. 2015).

De plus, la capacité d'adsorption a augmenté avec l'augmentation de la concentration en  $\text{Cu}^{2+}$ , atteignant 223,82 mg/g pour ADPLK et 256,89 mg/g pour ADPLN à 1000 mg/L, l'augmentation de la capacité d'adsorption avec l'augmentation de la concentration initiale de la solution est due à l'augmentation de la force motrice de l'adsorption et à la possibilité de remplir davantage de sites actifs sans encore atteindre l'équilibre. À mesure que la concentration augmente, le matériau absorbant devient capable d'adsorber davantage jusqu'à saturation. Ces observations sont cohérentes avec (Etim, et al. 2016; Foo and Hameed 2010; Jabar and Odusote 2024).



**Figure III. 3 :** Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  ( $C_0 = 200\text{-}1000$  mg/L,  $m = 0.1$  g/L,  $\text{pH} = 5.3$ ).

### 2.3 Etude de l'isotherme d'adsorption de $\text{Cu}^{2+}$

Les isothermes fournissent des données sur les systèmes d'adsorption, le mécanisme d'adsorption et les propriétés de surface de l'adsorbant, avec une compréhension de la relation entre eux. Pour étudier l'équilibre d'adsorption des ions cuivre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) sur les adsorbants (ADPLN et ADPLK), différentes méthodes de caractérisation isotherme ont été utilisées, accompagnées des analyses théoriques actuelles au travers de modèles robustes : Langmuir

(Langmuir 1918), et Freundlich (Chattoraj et Freundlich 1906), et Redlich Peterson (Redlich et Peterson 1959). Le tableau III.2 montre tous les paramètres obtenus après l'application de ces modèles non linéaires à partir des données expérimentales. L'ajustement de chaque modèle a été évalué à l'aide de critères statistiques tels que le coefficient de corrélation ajusté ( $\text{adj-R}^2$ ) pour la valeur maximale et le test du Chi-carré ( $\text{red-}\chi^2$ ) pour la valeur minimale.

Dans plusieurs études (Herald et al. 2016 ; Naima et al. 2022 ; Van et al. 2018 ; Vunain et al. 2017 ; Wang et al. 2023), les formes des isothermes avec excès de luminosité et les outils utilisés sont Langmuir et Freundlich, et les modèles de Langmuir reposent sur l'hypothèse que l'adsorption conduit de manière homogène dans les sites adsorbants actifs et que le processus est une adsorption complète de ces sites. C'est le moment où tous les sites sont complètement occupés. Les modèles de Freundlich supposent que l'adsorption multi-surfaces est produite sur différentes surfaces.

À propos des trois bases de données statistiques :

- L'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$  par ADPLK correspond au tracé non linéaire du modèle de Langmuir qui correspond le mieux aux données expérimentales et cela explique le meilleur modèle en termes de précision et de variance expliquée, avec la valeur la plus faible de  $\chi^2=147,18$  et la valeur de hauteur excédentaire de  $R^2 = 0,98$ .

Les isothermes sont classées selon la plus adaptée à l'ADPLK :

Langmuir > Redlich-Peterson > Freundlich.

- On en déduit que l'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK se produit sur une surface homogène et implique un mécanisme de monocouche. La capacité d'adsorption maximale du modèle de Langmuir a été déterminée à  $Q_{\text{max}} = 293 \text{ mg. g}^{-1}$  et le facteur de séparation calculé  $k_L = 0,006 \text{ L. mg}^{-1}$ , indiquant un processus d'adsorption approprié (Mebarka, et al. 2024).

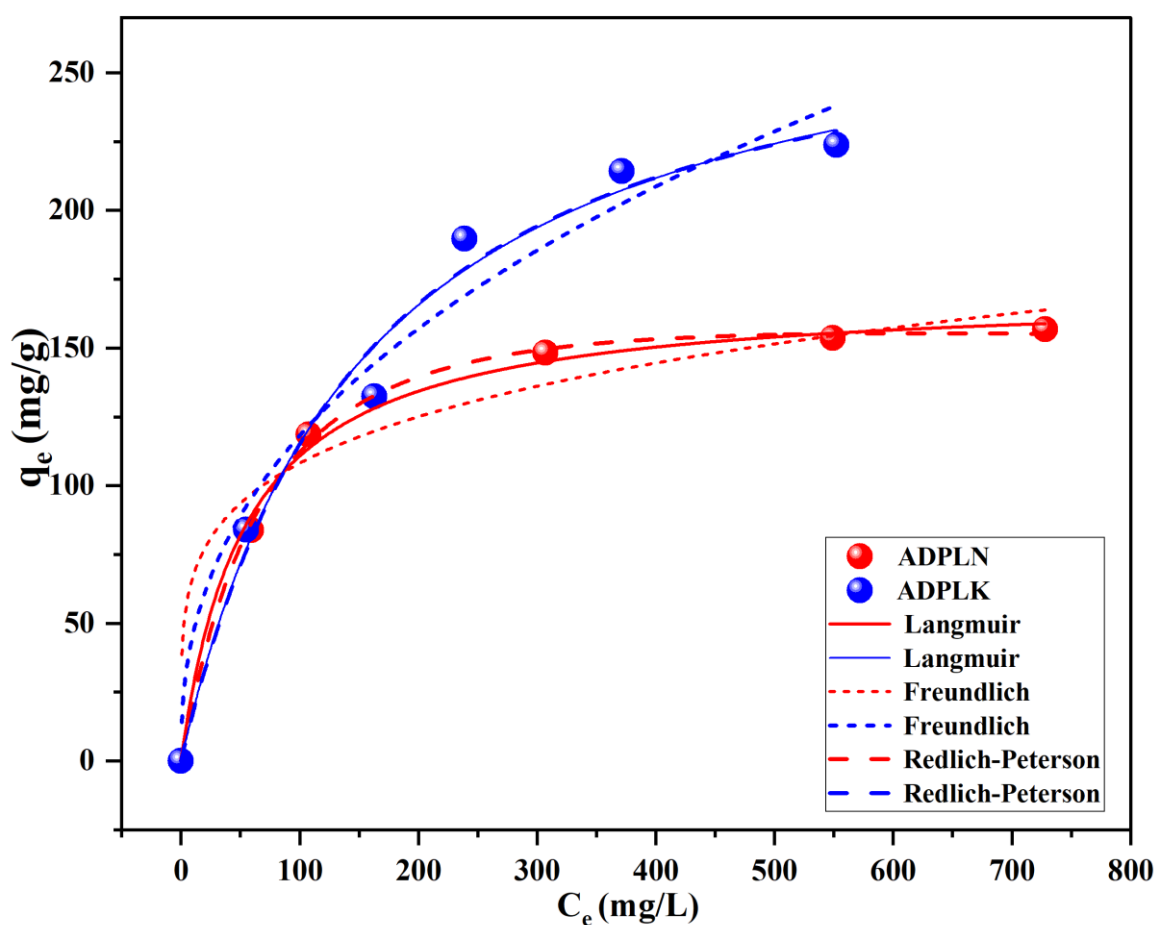
- Ce qui signifie que l'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$  par ADPLK est favorable (cheng 2016), les autres modèles Redlich-Peterson offrent un réglage satisfaisant, car ils sont moins efficaces que le modèle Langmuir. Le modèle de Freundlich se distingue par le manque de cohérence entre les modèles examinés.

- Le modèle Redlich-Peterson est très adapté à la modélisation de l'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$

par ADPLN, en se basant sur la valeur minimale des statistiques du test chi-deux ( $\chi^2$ ) et la valeur de l'indice surajusté ( $\text{adj-R}^2 = 0,99$ ). Il existe un modèle de Langmuir, qui offre de bonnes capacités de modification des données, Les isothermes sont classées selon la plus adaptée à l'ADPLN :

Redlich-Peterson > Langmuir > Freundlich

- La capacité d'adsorption la plus élevée pour Langmuir était de 293,32 mg/g et de 170,71 mg/g pour ADPLK et ADPLN, respectivement. Ceci confirme que la valeur de  $q_{\text{max}}$  varie en fonction de l'adsorbant.



**Figure III.4 :** Les modèles isothermes de l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN.

**Tableau III.2** : Paramètres d'isotherme d'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN.

| Modèle           | Paramètre                                   | Unité                                              | Valeur |        |
|------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------------------|--------|--------|
| Langmuir         | $Q_{max}$<br>$K_L$<br>$R^2$<br>$\chi^2$     | mg/g<br>L/mg<br>—<br>—                             | ADPLK  | ADPLN  |
|                  |                                             |                                                    | 293.32 | 170.71 |
|                  |                                             |                                                    | 0.0064 | 0.018  |
|                  |                                             |                                                    | 0.9805 | 0.995  |
|                  |                                             |                                                    | 147.18 | 17.65  |
| Freundlich       | $K_F$<br>$N_F$<br>$R^2$<br>$\chi^2$         | $(\text{mg/g})/(\text{mg/L})^{1/n}$<br>—<br>—<br>— | 17.87  | 41.292 |
|                  |                                             |                                                    | 0.41   | 0.209  |
|                  |                                             |                                                    | 0.929  | 0.850  |
|                  |                                             |                                                    | 331.03 | 143.54 |
|                  |                                             |                                                    |        |        |
| Redlich–Peterson | $K_{RP}$<br>$A$<br>$n$<br>$R^2$<br>$\chi^2$ | L/g<br>$(\text{mg/L})^n$<br>—<br>—<br>—            | 1.83   | 2.334  |
|                  |                                             |                                                    | 0.005  | 0.006  |
|                  |                                             |                                                    | 1.024  | 1.118  |
|                  |                                             |                                                    | 0.974  | 0.998  |
|                  |                                             |                                                    | 195.92 | 7.327  |

On a examiné la capacité d'adsorption du cuivre sur les deux adsorbants, en comparaison avec des résultats déjà présentés dans des recherches antérieures concernant la capacité d'adsorption maximale du modèle de Langmuir ( $Q_{max}$ ) (tableau III.3). En conséquence, les résultats confirment que Les composants actifs possèdent une forte capacité d'adsorption.

Le charbon actif est un agent adsorbant adéquat pour la purification de l'eau, Pour éliminer le cuivre, des éléments comme le pH initial, la teneur initiale en cuivre et la quantité d'adsorbant employée influencent l'efficacité des adsorbants.

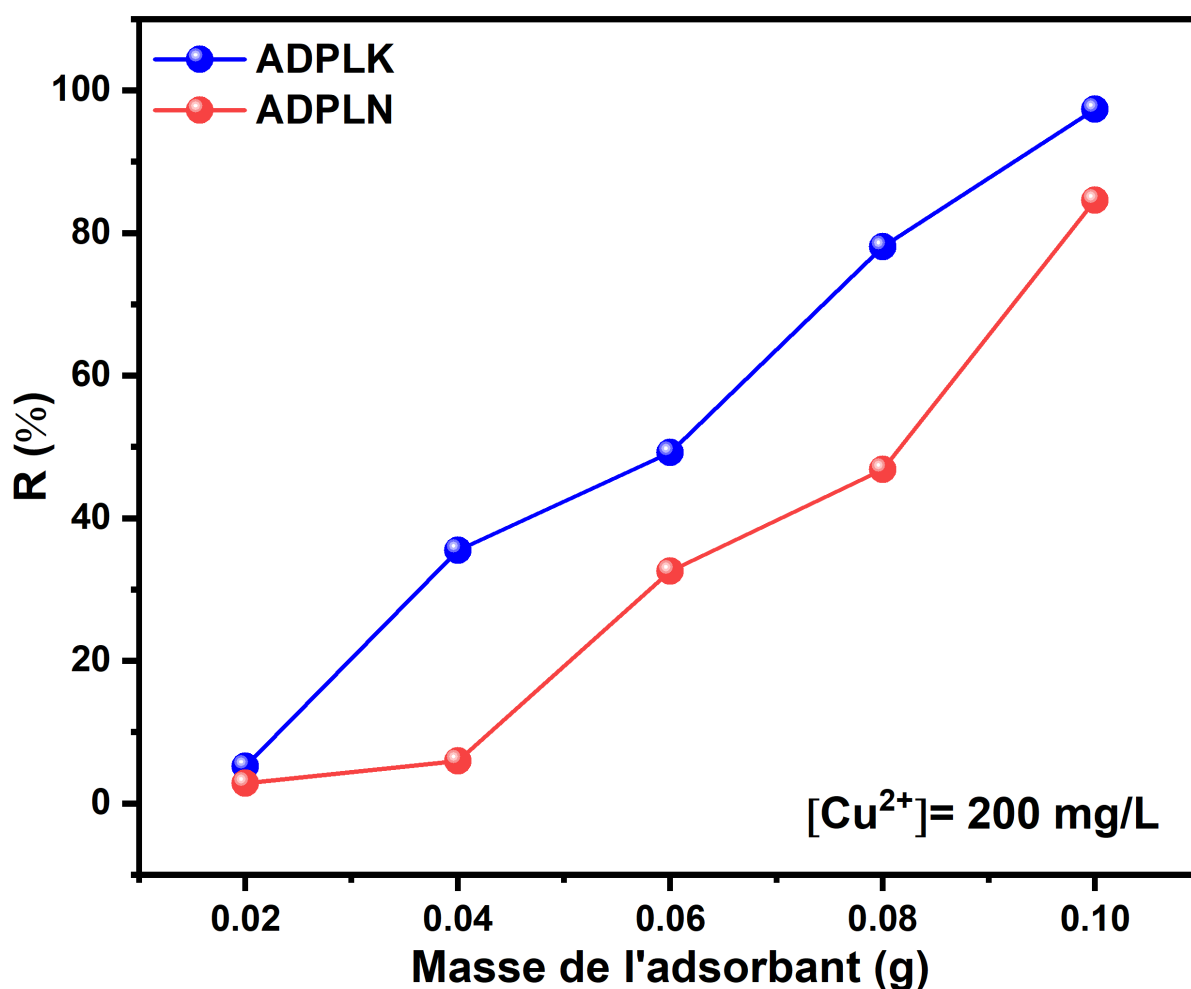
**Tableau III.3 :** Comparativité entre les capacités d'adsorption maximale ( $Q_{\text{max}}$ ) de  $\text{Cu}^{2+}$  du modèle de Langmuir pour le charbon actif et celles mentionnées dans la littérature.

| Adsorbant                                                       | Condition opératoires                                                                                                        | $Q_{\text{max}}$ de Langmuir (mg/g) | Référence                      |
|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| 1. ADPLK<br>2. ADPLN<br>(Charbon de feuille de palmier dattier) | Temps d'agitation = 15 - 45 min<br>pH=5.4<br>Masse = 0.1 g<br>[ $\text{Cu}^{2+}$ ] = 200 mg/l                                | 1. 293.32<br>2. 171.70              | Présente étude                 |
| Luffa Actangula Carbon (LAC)                                    | T= 30°C<br>pH = 6<br>Temps d'agitation = 120 min                                                                             | 12.47                               | (Siddiqui 2018)                |
| Activated carbon fibers (ACF) from corn husk                    | pH = 4                                                                                                                       | 212.9                               | (Silva, et al. 2024)           |
| Date palm fibers-based activated carbon (DPFAC)                 | Masse = 4 g.<br>[ $\text{Cu}^{2+}$ ] = 1-100 mg/L.<br>Temps d'agitation = 60 min                                             | 48.59                               | (Soudani, et al. 2024)         |
| Biochar poreux activé autodopé à l'azote (NAC)                  | pH = 5<br>[ $\text{Cu}^{2+}$ ] = 0.001- 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$<br>Temps d'agitation = 180 min<br>Masse= 0.6 g. | 110.4                               | (Zou, et al. 2022)             |
| Carbone de coquille de noix de pécan                            | pH = 4.6<br>Masse = 0.3<br>[ $\text{Cu}^{2+}$ ] = 28(mmol/L)<br>Temps d'agitation = 120                                      | 95.00                               | (Dastgheib and Rockstraw 2001) |
| Charbon actif de Neem (CAN)                                     | pH = 5<br>Masse = 0.01g<br>[ $\text{Cu}^{2+}$ ] = 500 mg/L<br>Temps d'agitation = 15min                                      | 74.23                               | (Fita, et al. 2023)            |

## 2.4 Effet du dosage ADPLK et ADPLN

Les résultats de la modification de la dose de (ADPLK ; ADPLN) avec une concentration fixe d'ions  $\text{Cu}^{2+}$  sont présentés dans la [figure III.5](#). Comme mentionné précédemment, cette expérience a montré une relation directe entre la masse d'adsorbants et le degré d'élimination de  $\text{Cu}^{2+}$  de la solution aqueuse, qui augmente avec l'augmentation de la dose. Initialement, l'efficacité d'élimination était de 5 % et 2% pour (ADPLK ; ADPLN) respectivement, avec une quantité de 0,02 g, mais elle a augmenté de manière significative jusqu'à 97 %, 84 % fois de suite avec la dose augmentée à 0,1 g.

Cette amélioration peut s'expliquer par une augmentation du nombre de sites d'adsorption réactive inoccupés, qui peut être due à une dose plus élevée ([Marković, et al. 2015](#); [Niu, et al. 2021](#); [Nizam, et al. 2021](#); [Zou, et al. 2022](#)). Par conséquent, selon les résultats, l'adsorption dans cette étude a été préférée à la dose de 0,1 g.



**Figure III. 5 :** Effet du dosage des adsorbants préparés (g) sur l'efficacité d'élimination des  $\text{Cu}^{2+}$ . ( $m = 0.02 - 0.1$  g,  $\text{pH} = 5.3$ )

## 2.5 Effet de pH initiale

Le pH de la solution joue un rôle crucial dans le mécanisme de dissolution et d'adsorption des métaux (Elsherif, et al. 2017). Pour cette raison, l'effet du pH initial de la solution de cuivre sur le processus d'adsorption est illustré dans la Figure III. 6.

L'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  est améliorée de 43 % à 97 % pour l'ADPLK et de 28 % à 95 % pour l'ADPLK avec une augmentation du pH initial de la solution jusqu'à atteindre sa meilleure efficacité à  $\text{pH} = 5,5$ , puis elle diminue. En raison de l'interaction compétitive entre un excès de protons ( $\text{H}^+$ ) et d'ions  $\text{Cu}^{2+}$  pour occuper les sites actifs à la surface des adsorbants, l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  pourrait être peu efficace dans les milieux acides.

On a signalé que l'augmentation du taux d'élimination du  $\text{Cu}^{2+}$  avec l'augmentation du pH à 5,4 peut être attribuée à la concentration d'ions ( $\text{H}^+$ ) la plus faible dans la solution, ce qui a réduit cette compétition par une augmentation de la charge de surface négative et une diminution de la charge de surface positive (plus chargée négativement) (Langama, et al. 2021; Taty-Costodes, et al. 2013). Avec une augmentation du pH à 6, on a constaté une légère baisse de l'élimination du Cu (II) ; En raison de la formation de  $\text{Cu}(\text{OH})$  hydroxy (Jiang, et al. 2016). étant donné qu'il s'est progressivement déposé sous forme de complexe d'hydroxyde (Bhowmik, et al. 2021; Djezzar, et al. 2024; Mebarka, et al. 2024).

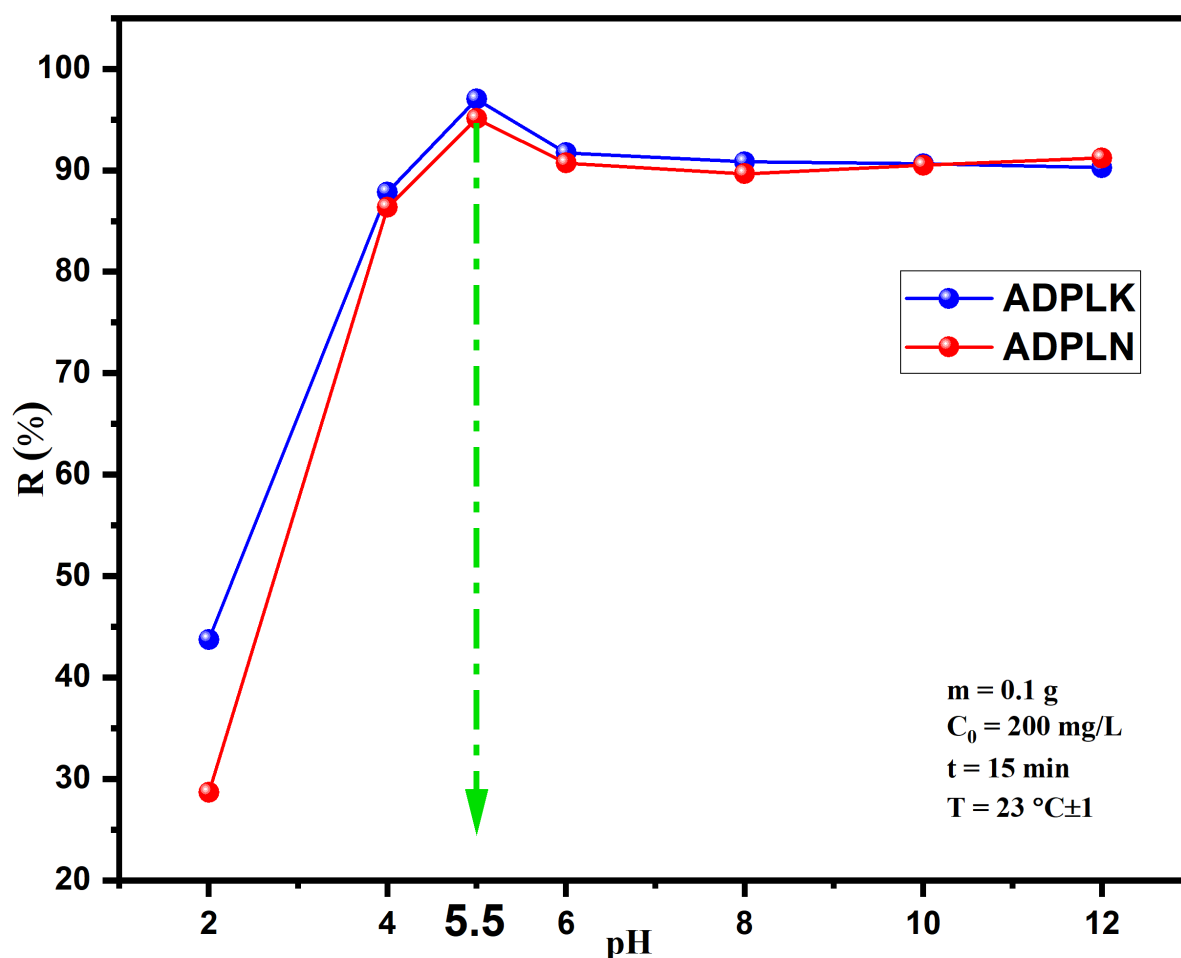


Figure III. 6 : Effet de pH initiale de la solution sur l'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$ .

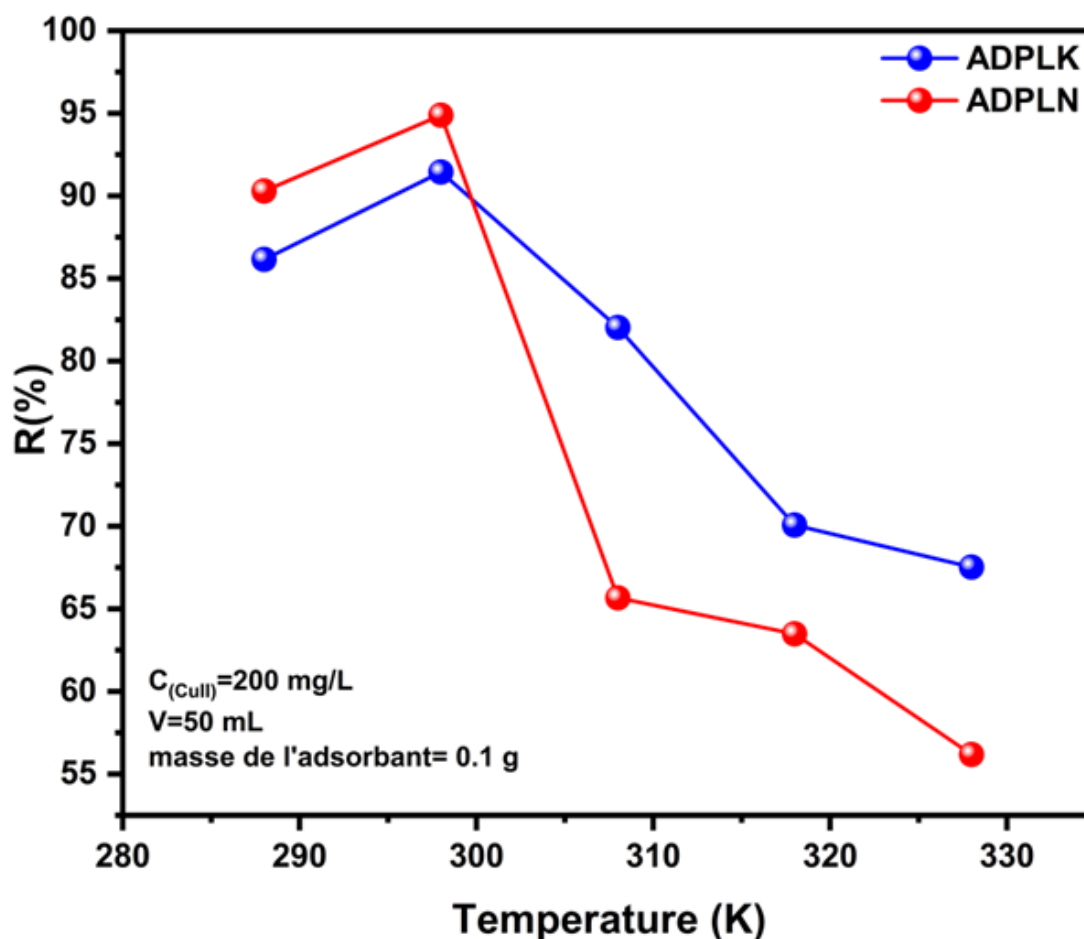
### 3 Etude thermodynamique et l'Effet de la température sur l'adsorption de $\text{Cu}^{2+}$

La température est l'une des principales variables affectant le processus d'élimination du  $\text{Cu}^{2+}$ , qui a été analysée dans ce travail. L'adsorption est fortement affectée par la température, en raison de l'évolution de la dynamique moléculaire et des interactions à la surface du matériau. Comme indiqué la [figure III. 7](#).

Il a été rapporté que l'augmentation de la température entraîne une diminution de l'efficacité d'élimination du  $\text{Cu}^{2+}$ . Elle est passée de 91 % à 67 % pour l'ADPLK et de 94 % à 57 % pour l'ADPLN. L'augmentation de la température réduit l'efficacité d'absorption pour diverses raisons, telles que la diminution de l'activité de surface confirmée par ([Almanassra, et al. 2022](#); [Khan, et al. 2017](#)), qui peut être due à l'affaiblissement de la liaison physique entre  $\text{Cu}^{2+}$  et les sites actifs du matériau adsorbant ([Niu, et al. 2021](#)), et également à l'augmentation de l'énergie

cinétique des molécules en solution. Cela accélère le mouvement des molécules et réduit leur capacité à rester à la surface du matériau (Almanassra, et al. 2022).

Le processus d'adsorption est naturellement exothermique. Le système tend à réduire l'effet thermique en réduisant l'adsorption (Ebisike, et al. 2023). Pour les raisons évoquées ci-dessus, la température optimale choisie dans ce travail est la température ambiante ( $T = 23\text{ }^{\circ}\text{C}$ ).



**Figure III. 7 :** Effet de la température sur l'efficacité d'élimination de  $\text{Cu}^{2+}$ .

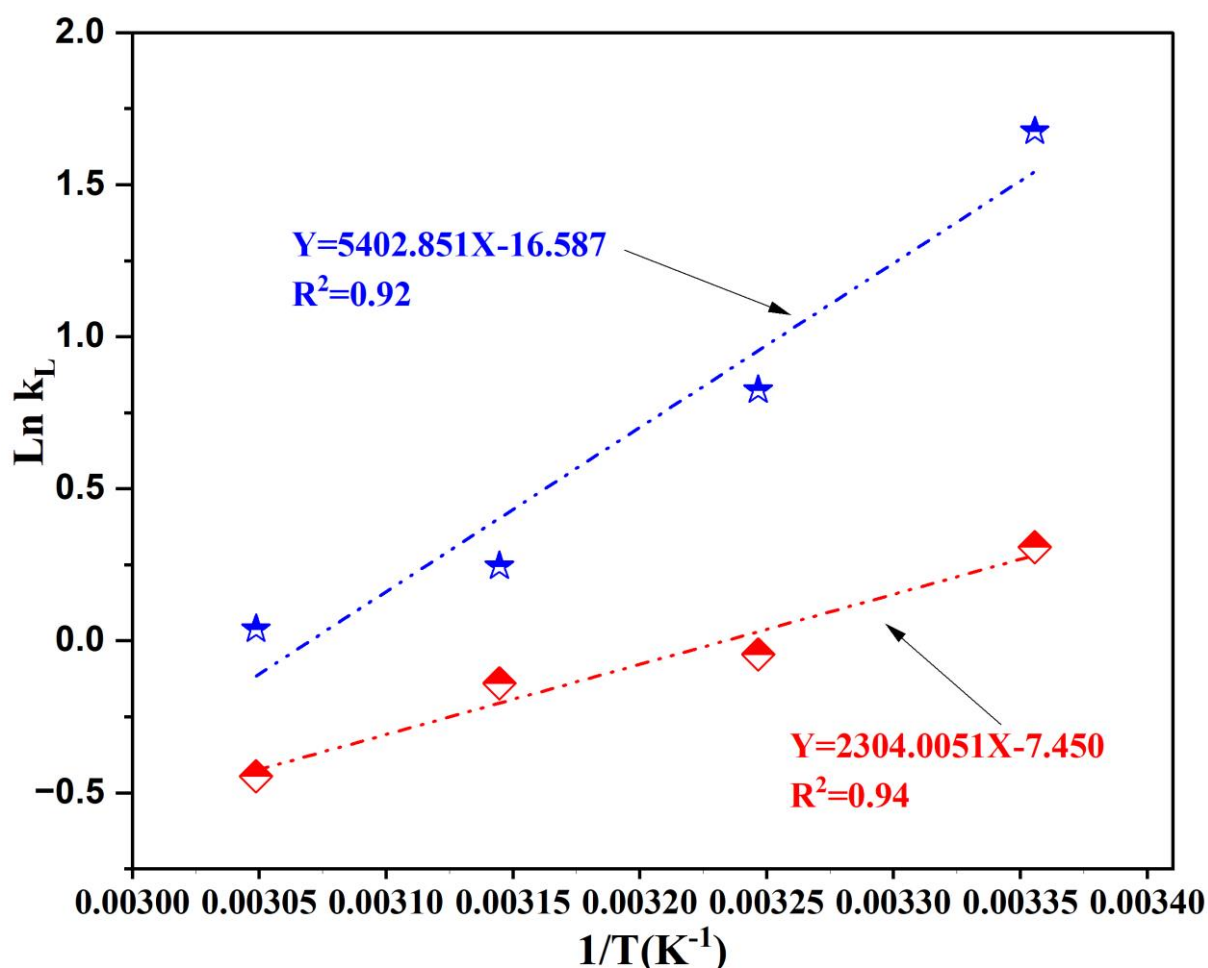
Les paramètres thermodynamiques, tels que l'énergie libre standard de Gibbs ( $\Delta G^{\circ}$ ), l'enthalpie standard ( $\Delta H^{\circ}$ ) et l'entropie standard ( $\Delta S^{\circ}$ ), Ils ont été déterminés à l'aide d'équations appropriées présentées dans les équations (05) à (06) et leurs valeurs ont été extraites de la courbe linéaire. Ils sont illustrés dans le tableau 3.

$$\Delta G^{\circ} = R \cdot T \cdot \ln K_L \quad (05)$$

$$\Delta G^{\circ} = \Delta H^{\circ} - T\Delta S^{\circ} \quad (06)$$

Pour **ADPLK**, les valeurs négatives des trois paramètres ( $\Delta G^\circ$ ,  $\Delta H^\circ$ ,  $\Delta S^\circ$ ) révèlent que la réaction est spontanée, exothermique, et que la distribution des ions cuivre sur l'adsorbant est plus ordonnée que dans la solution. De plus, la valeur relativement élevée de l'enthalpie standard (-44 kJ/mol), supérieure à 40 kJ/mol, confirme que l'adsorption est de nature chimique.

En revanche, pour **ADPLN**, les résultats montrent que la réaction n'est pas spontanée, mais reste ordonnée et exothermique. La faible valeur de l'enthalpie standard (inférieure à 40 kJ/mol) indique que le processus d'adsorption est de nature physique.



**Figure III. 8 :** Courbe de Van't Hoff ( $\ln(K_d)$  en fonction de  $(1/T)$  pour l'adsorption des  $\text{Cu}^{2+}$ ).

**Tableau III.4 :** Paramètres de la thermodynamique de l'adsorption des  $\text{Cu}^{2+}$ .

| Adsorbant | T(K) | L'équation de Van't Hoff           | $\Delta G^\circ$ (J/mol) | $\Delta H^\circ$ (KJ/mol) | $\Delta S^\circ$ (J/(K.mol)) |
|-----------|------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------|------------------------------|
| ADPLK     | 298  | $Y=5402.851X-16.587$<br>$R^2=0.92$ | -4151,15                 | -44.89                    | -137.84                      |
|           | 308  |                                    | -2112,43                 |                           |                              |
|           | 318  |                                    | -415,22                  |                           |                              |
|           | 328  |                                    | -105,43                  |                           |                              |
| ADPLN     | 298  | $Y=2304.0051X-7.450$<br>$R^2=0.94$ | 111,14                   | -19.146                   | -61.914                      |
|           |      |                                    | 358,46                   |                           |                              |
|           | 308  |                                    | 1175,29                  |                           |                              |
|           | 318  |                                    | 1282,25                  |                           |                              |
|           | 328  |                                    |                          |                           |                              |

**Tableau III.5 :** Comparaison des paramètres thermodynamiques de l'adsorption du  $\text{Cu}^{2+}$  sur divers adsorbents issus des déchets agricoles.

| Résidu agricole utilisé pour la préparation de l'adsorbant | $\Delta G^\circ$ (KJ/mol) |           |           | $\Delta H^\circ$ (KJ/mol) | $\Delta S^\circ$ (J/mol.K) | Référence                              |
|------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------|-----------|---------------------------|----------------------------|----------------------------------------|
| Coques de pistaches (PHMAC-NaOH)                           | -6.433                    | -7.1437   | -7.617    | 11.250                    | 0.059                      | <a href="#">Teğin, et al. ) (2024</a>  |
| Banana leaves activated carbon (BLAC)                      | -622.6                    | -2248.2   | -3851.5   | 1293.9                    | 4.38                       | <a href="#">Mona A. Darweesh, 2022</a> |
| Chickpea (ACs)                                             | - 18.7148                 | - 19.8179 | - 20.5702 | 8.5310                    | 93.1420                    | <a href="#">Gamzenur Özsin 2019</a>    |

## 4 Régénération et réutilisation

La recyclabilité des matériaux absorbants est un aspect essentiel et important pour les applications pratiques(Chanpee, et al. 2022; Xu, et al. 2022) . Cela est dû à son rôle majeur dans la réduction de la consommation d'énergie, l'amélioration de l'efficacité économique et la protection de l'environnement. Pour garantir leur utilisation généralisée, il faut procéder à une évaluation complète de leur réutilisabilité(Al-Hazeef, et al. 2024; Niu, et al. 2021),

L'évaluation de la réutilisabilité et du potentiel de régénération des ADPLK et ADPLN est exposée dans la Figure 6 Sur trois cycles successifs, les matériaux ont montré une aptitude notable à adsorber les ions cuivre. Cependant, l'efficacité d'élimination a baissé de 90 à 33 % pour l'ADPLK et de 88 à 30 % pour l'ADPLN. On peut attribuer cette baisse de performances à la dégradation graduelle des sites d'adsorption actifs sur la surface du composé. Suite au troisième cycle, on a réapprovisionné le sorbant chargé en utilisant 0,1 M de HCl. Suite à la régénération, le composite a présenté une performance plutôt modeste, présentant des rendements d'élimination d'environ 51% et 39 % pour ADPLK et ADPLN respectivement. Ces conclusions indiquent que les adsorbants préparés sont des adsorbants rentables et recyclables pour l'élimination des ions  $\text{Cu}^{2+}$  et ont une efficacité relativement faible, bonne stabilité et réutilisabilité.

Comme indiqué dans un travail précédent(Fita, et al. 2023), l'adsorption des ions  $\text{Cu(II)}$  sur le charbon actif des écorces de neem.

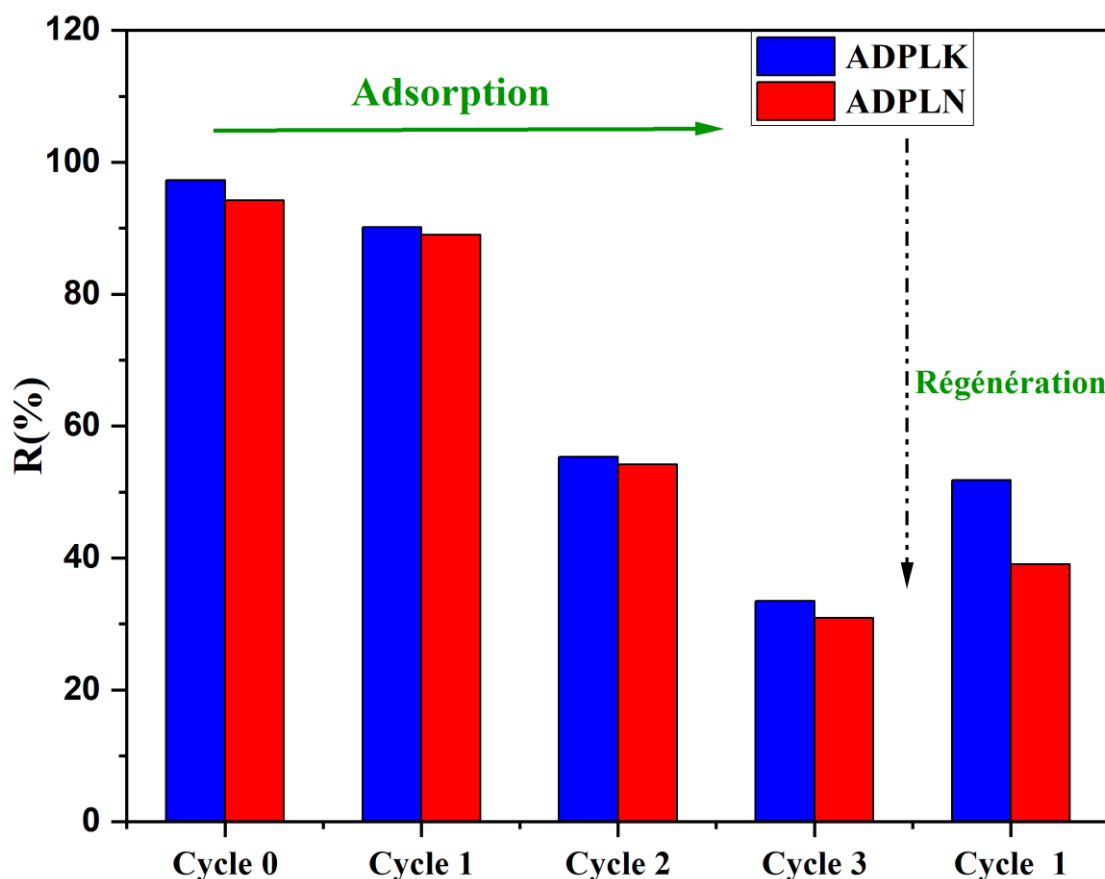


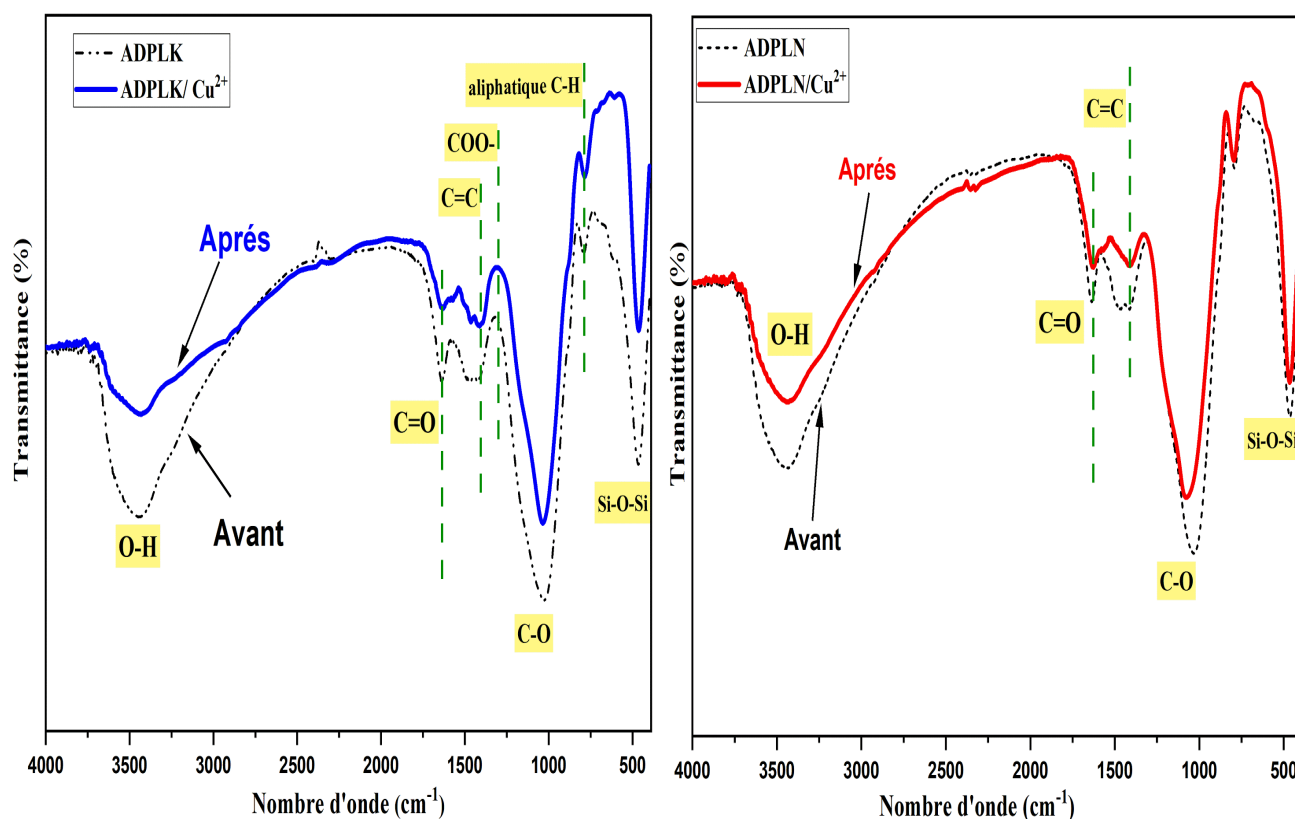
Figure III.9 : Régénération et réutilisation des ADPLK et ADPLN.

## 5 Caractérisation des charbons actifs après l'adsorption de $\text{Cu}^{2+}$

### 5.1 La Spectroscopie Infrarouge (FT-IR) après l'adsorption

Les échantillons ADPLK et ADPLN après adsorption d'ions cuivre ont été étudiés à l'aide de l'infrarouge à transformation rapide (FTIR), comme le montre la [figure III.10](#). L'objectif est d'étudier les changements survenus dans les groupes fonctionnels à la surface du charbon actif à la suite du processus d'adsorption de  $\text{Cu}$  (II), sachant que les échantillons sont caractérisés par des formes presque similaires. Lors de l'adsorption du cuivre, des changements significatifs ont été observés dans l'ADPLK et l'ADPLN, où un changement clair dans l'intensité des pics dans la plage mentionnée a été observé. Cela est dû au fait que les groupes fonctionnels -OH impliqués dans le processus d'adsorption par échange d'ions ont subi de légers changements dans la partie du nombre d'onde maximal, indiquant que l'oxygène réagissait auparavant avec les groupes fonctionnels supplémentaires. La diminution des groupes carboxyles ( $\text{COO}^-$ ) après adsorption sur ADPLK/ $\text{Cu}^{2+}$  indique que les groupes aminés ont directement contribué au processus d'adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$ . Cela se fait en formant des liens de coordination et la diminution de l'intensité des pics et le déplacement des groupes alcènes ou aromatiques  $\text{C}=\text{C}$  et du groupe

carbonyle  $\text{C}=\text{O}$  sont attribués au fait qu'ils sont des groupes fonctionnels de surface importants pour l'adsorption des ions cuivre. Le pic à ( $791\text{ cm}^{-1}$ ) a également été observé comme étant plus bas, ce qui est lié à la distorsion du méthane dans les nouveaux composés alcènes aromatiques. Ceci s'explique par l'amélioration de l'activation des interactions de type  $\pi$ -cation entre (le cuivre et les électrons  $\pi$ ) et les interactions  $\pi$ - $\pi$  avec la structure aromatique du charbon.



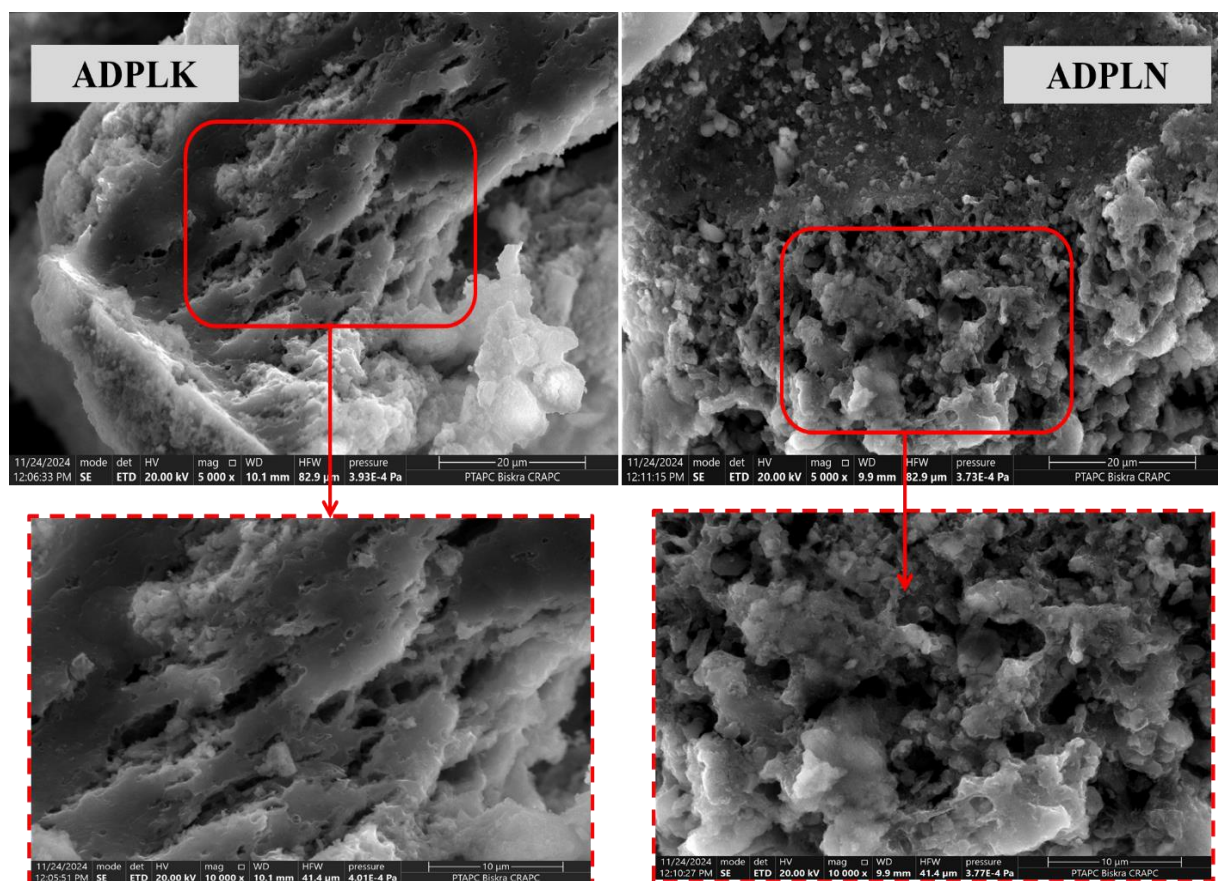
**Figure III.10 :** Comparaisons entre Analyse des spectres FTIR des adsorbants avant et après adsorption

## 5.2 Analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) et (EDS)

Après adsorption du cuivre, la surface du charbon actif a été analysée par microscopie électronique à balayage (MEB) comme indiqué sur la [figure III.11](#).

Les changements structuraux montrent la présence d'accumulations de masse à la surface des échantillons ADPLK et ADPLN, indiquant le dépôt d'ions cuivre et leur interaction avec les sites actifs du matériau, lui conférant la propriété d'être un bon adsorbant. La porosité offre plus d'espace pour le piégeage des ions, tandis que les groupes fonctionnels (tels que le carboxyle et l'hydroxyle) contribuent à la liaison des ions cuivre, et l'accumulation de précipités massifs indique la saturation des sites actifs ou la formation de dépôts de cuivre.

Les résultats de l'analyse par spectroscopie à rayons X à dispersion d'énergie (EDX) sont présentés dans le [tableau III.6](#). Une fois adsorbé, il y a un léger changement dans la composition élémentaire en raison des changements de site ([Almanassra, et al. 2022](#)). Il montre une diminution de la teneur en calcium. De plus, le cuivre était présent dans les deux adsorbants et le pourcentage pondéral était d'environ 3,7 % ; 6,65 % en poids confirmant l'élimination réussie des ions cuivre par ADPLK et ADPLN, confirmant leur capacité d'adsorption.



**Figure III.11** : Image MEB obtenue pour d'ADPLK et d'ADPLN après adsorption.

**Tableau III.6** : Analyse EDX d'ADPLK et d'ADPLN après adsorption.

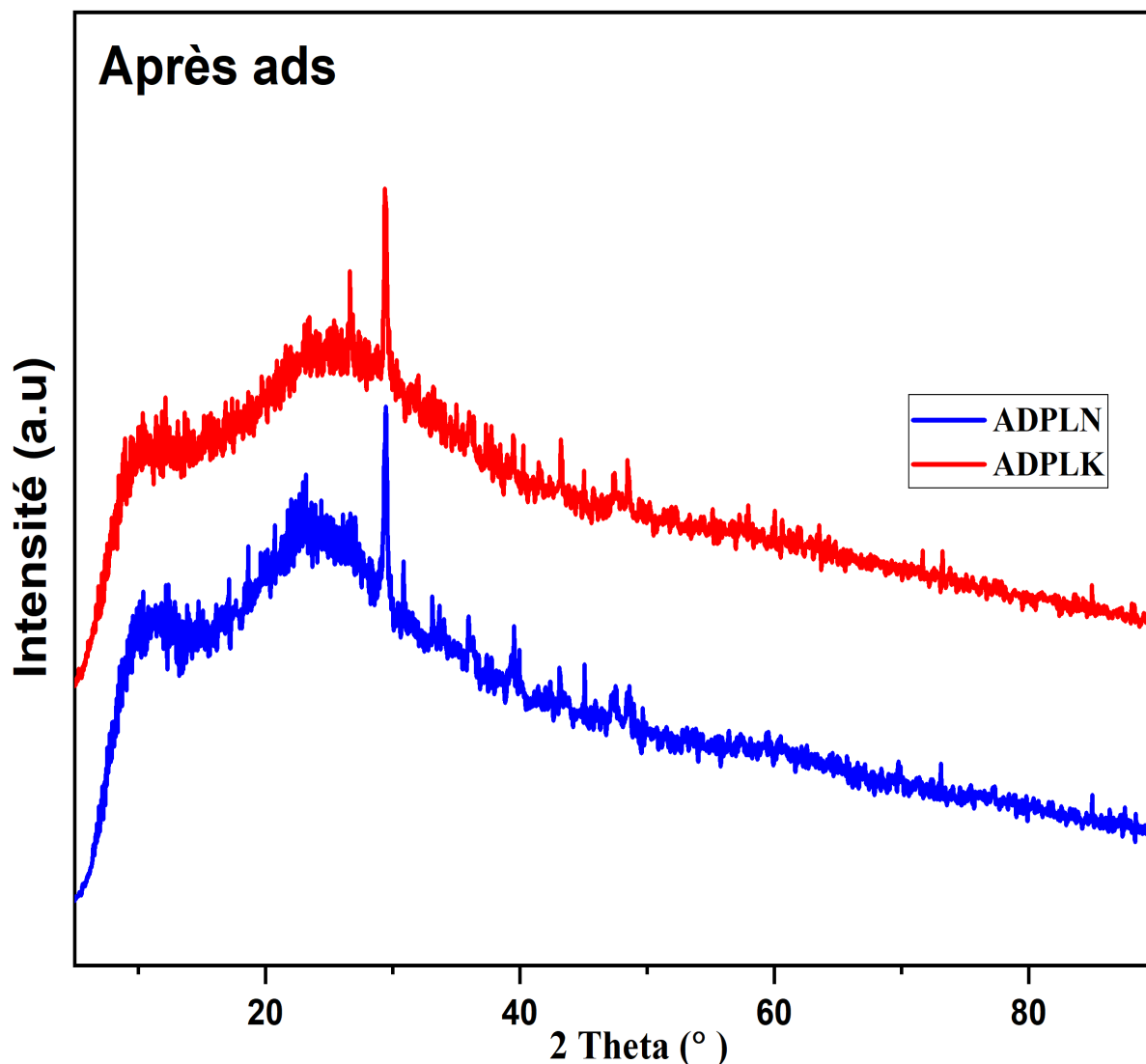
| Elément (%) | Après        |              |
|-------------|--------------|--------------|
|             | ADPLK        | ADPLN        |
| <b>C</b>    | <b>56.61</b> | <b>51.55</b> |
| <b>O</b>    | 30.24        | 30.72        |
| <b>Si</b>   | 3.59         | 8.37         |

|           |      |      |
|-----------|------|------|
| <b>Ca</b> | 0.92 | 1.22 |
| <b>Mg</b> | 0.8  | 1.48 |
| <b>K</b>  | 1.19 | -    |
| <b>Na</b> | -    | 2.26 |
| <b>Cu</b> | 6.65 | 3.7  |

### 5.3 Analyse par spectre DRX après l'adsorption

L'analyse par diffraction des rayons X (DRX) est utilisée après l'adsorption pour comprendre son effet sur les propriétés structurales du charbon actif. L'étude montre que la structure est affectée par la présence d'adsorbants après l'adsorption des ions cuivre (voir [figure III.12](#)). Une diminution de l'intensité des pics a été observée, notamment dans l'échantillon ADPLN, indiquant une plus grande interaction entre le cuivre et l'adsorbant. Cette interaction reflète une augmentation de l'efficacité d'adsorption. Les changements dans les pics indiquent que la structure amorphe du charbon actif a été modifiée en raison de l'interaction du cuivre avec les groupes fonctionnels à la surface du charbon ([Jabar, et al. 2021](#)). De plus, le pic prononcé à  $29,40^\circ$  ( $2\theta$ ), qui indiquait le carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) avant l'adsorption, devrait avoir subi peu de changements d'intensité ou de localisation du pic après l'adsorption,

En conséquence, selon la littérature ([Adesemuyi, et al. 2020](#); [Jabar, et al. 2022](#)), on peut conclure que le processus d'adsorption a considérablement affecté la structure du charbon actif, indiquant une plus grande interaction avec l'adsorbant et indiquant une efficacité d'adsorption plus élevée.



**Figure III.12 :** Spectres de diffraction des rayons X (DRX) du ADPLK et d'ADPLN après adsorption de  $\text{Cu}^{2+}$ .

## 6 Mécanisme d'adsorption

Les mécanismes d'adsorption sont déterminés par une combinaison de méthodes expérimentales et selon les résultats de la dynamique d'adsorption et isotherm models permettent de comprendre la nature de l'interaction entre les polluants et l'adsorbant ; Déterminer si l'adsorption est physique ou chimique, ainsi que comprendre les différentes étapes de l'adsorption telles que la diffusion et l'adsorption de surface (Jin, et al. 2016; Katiyar, et al. 2021).

Des études indiquent que les mécanismes d'adsorption à base de carbone pour l'élimination des ions divalents ( $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ , etc.) sont souvent une combinaison de plusieurs réactions,

notamment l'attraction électrostatique, l'échange d'ions, l'adsorption physique, ainsi que la formation de complexes de surface et /ou précipitation (Almanassra, et al. 2024; Ghorbani, et al. 2020).

Dans cette étude, les mécanismes d'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  ont été élucidés à partir des analyses FT-IR, FE-SEM et EDS.

Les spectres FT-IR après adsorption montrent une diminution significative de l'intensité des bandes associées aux groupes hydroxyles ( $-\text{OH}$ ) et carboxyles ( $-\text{COOH}$ ), indiquant leur implication directe dans le processus d'adsorption. Cette diminution ne traduit pas uniquement la formation de liaisons hydrogène, mais suggère principalement un mécanisme de complexation de surface, impliquant la formation de liaisons de coordination fortes entre les ions  $\text{Cu}^{2+}$  et les atomes d'oxygène des groupes fonctionnels oxygénés présents sur ADPLK et ADPLN (Guan et al., 2018 ; Jin et al., 2016 ; Yu et al., 2021 ; Zou et al., 2022).

Ces observations confirment que le mécanisme dominant est la chimisorption, où les groupes fonctionnels de surface constituent les principaux sites actifs d'adsorption (Cao et al., 2009 ; Uchimiya et al., 2012).

Par ailleurs, la diminution des bandes  $\text{C}=\text{C}$  observée dans les spectres FT-IR pourrait indiquer des interactions supplémentaires de type interaction électrostatique ou coordination secondaire. Toutefois, pour les ions métalliques comme  $\text{Cu}^{2+}$ , les interactions  $\pi-\pi$  restent limitées et ne constituent pas le mécanisme principal, contrairement aux molécules organiques aromatiques.

Les analyses FE-SEM et EDS confirment la fixation des ions  $\text{Cu}^{2+}$  à la surface des adsorbants après adsorption. L'imagerie MEB révèle une modification de la morphologie de surface, tandis que l'analyse EDS met en évidence la présence du cuivre et une diminution du calcium (Ca), suggérant un mécanisme d'échange d'ions (substitution de  $\text{Ca}^{2+}$  par  $\text{Cu}^{2+}$ ) comme mécanisme complémentaire (Yu et al., 2018).

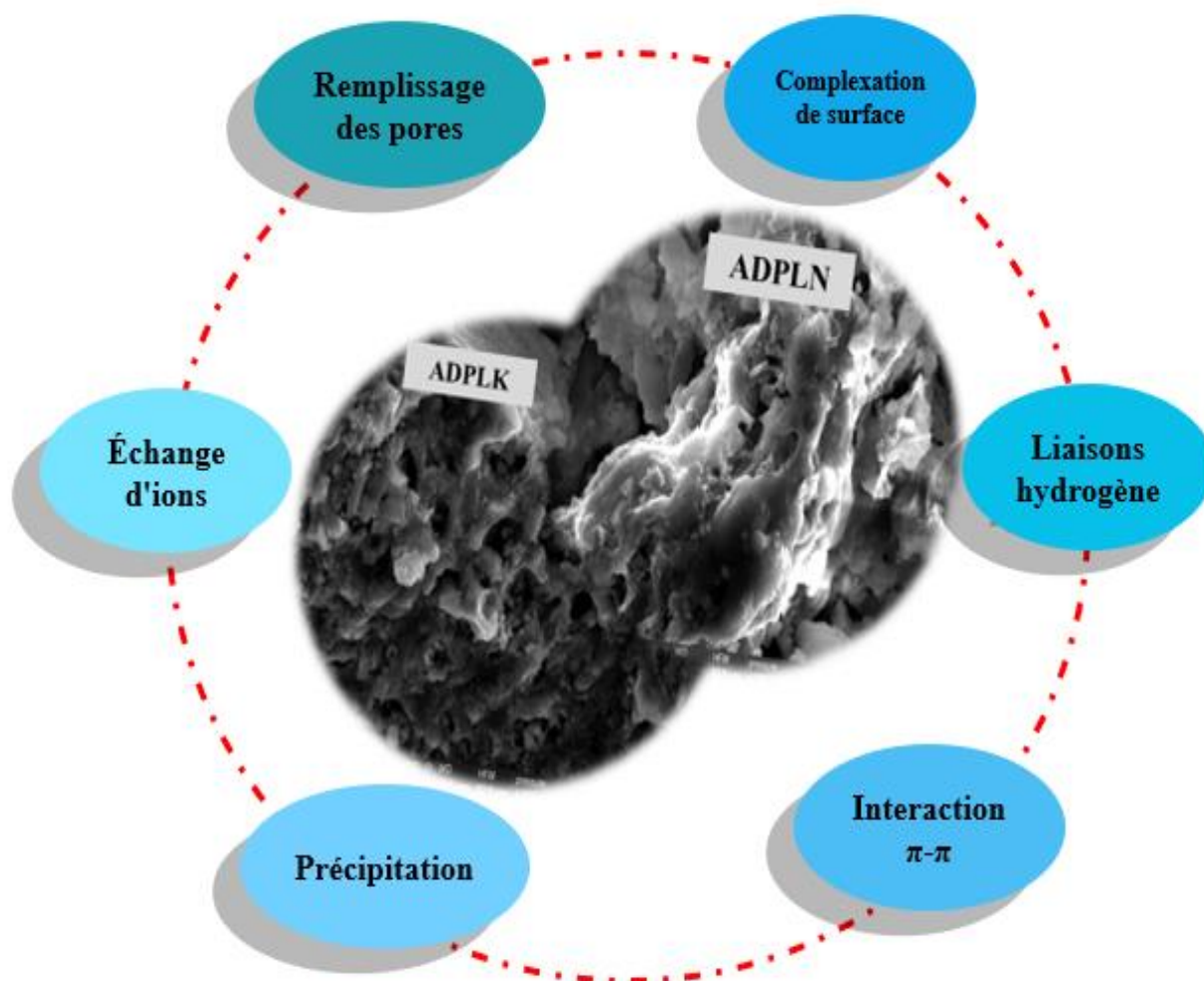
Le pH joue également un rôle déterminant. À pH intermédiaire, la déprotonation des groupes fonctionnels oxygénés favorise la complexation avec  $\text{Cu}^{2+}$ . À des pH plus élevés, la formation de  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  peut contribuer partiellement au processus via précipitation superficielle (Cuppett et al., 2006 ; Esvandi et al., 2019).

La structure poreuse du charbon actif facilite le transfert de masse des ions  $\text{Cu}^{2+}$  vers les sites actifs, mais le remplissage des pores constitue un mécanisme physique secondaire et non dominant.

En résumé, l'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN résulte principalement de :

- Complexation de surface (liaisons de coordination  $\text{Cu-O}$ )
- Échange d'ions ( $\text{Ca}^{2+} \leftrightarrow \text{Cu}^{2+}$ )
- Contribution secondaire du remplissage des pores
- Précipitation partielle de  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  à pH élevé

Ces résultats confirment que la performance élevée des adsorbants modifiés est principalement liée à la densité et à la nature chimique des groupes fonctionnels de surface, mettant en évidence la prédominance de la chimisorption.



**Figure III.13 :** Mécanismes possibles d'adsorption d'élimination des ions  $\text{Cu}^{2+}$  par ADPLK et ADPLN

## 7 Application du procédé sur les eaux usées industrielles en Algérie

Les eaux usées industrielles constituent l'un des plus grands défis environnementaux auxquels sont confrontées de nombreuses industries, car elles contiennent une large gamme de polluants organiques et inorganiques qui menacent la santé publique et l'environnement. Ces polluants comprennent des métaux lourds tels que le cuivre et le fer, ainsi que des matières organiques toxiques résultant de processus industriels.

Dans ce contexte, le charbon actif joue un rôle essentiel en tant que l'une des meilleures solutions innovantes pour éliminer les polluants des eaux usées industrielles. Le charbon actif a une capacité d'adsorption élevée, Nous avons appliqué du charbon actif (ADPLK) à un cas réel d'eau polluée où les eaux usées industrielles d'un complexe sidérurgique (El Hadjar-

**Annaba**) et d'une usine de câbles en cuivre (**Biskra**) ont été traitées, en raison de leur teneur en polluants métalliques tels que le fer et le cuivre.

### 7.1 Présentation les sources des eaux du rejet industriel

- **Le complexe Cedar El Hajjar à Annaba :** La Société Nationale de Sidérurgie

(SNS) a été créée le 3 septembre 1964 par l'ordonnance n° 64-72, dans le cadre des efforts du gouvernement algérien pour promouvoir le développement industriel et répondre aux besoins économiques et sociaux du pays. Cette entreprise, placée sous la tutelle du Ministère de l'Industrie Lourde, regroupait initialement plusieurs unités réparties sur l'ensemble du territoire national. Grâce aux différents plans de développement, la SNS a connu une restructuration, devenant un acteur majeur dans le domaine de la sidérurgie nationale. (Meriem)2019), Le complexe sidérurgique d'El-Hadjar, situé à environ 15 km au sud de la ville d'Annaba, à l'est de l'Algérie, illustre cet effort industriel. S'étendant sur une superficie de 800 hectares dans la plaine de la Seybouse, il appartient au système aquifère Annaba-Bouteldja et se trouve dans le sous-bassin versant du lac Fetzara. Ses effluents se déversent dans l'Oued Meboudja, dernier affluent de l'Oued Seybouse. Depuis sa mise en service en 1969 par le Groupe Industriel SIDER, le complexe d'El-Hadjar a évolué pour répondre à une demande croissante en produits sidérurgiques variés, essentiels à plusieurs secteurs tels que l'habitat et l'industrie pétrolière.

Quant aux eaux usées industrielles du complexe sidérurgique d'El Hadjar (Annaba, Algérie), elles contiennent de fortes concentrations de polluants tels que les métaux lourds (fer : 10-50 mg/L, chrome : 2-5 mg/L, cuivre : 1-2 mg/L) et de matière organique (DCO : 200-600 mg/L, DBO<sub>5</sub> : 100-200 mg/L) et de matières en suspension (MES : 100-300 mg/L). Ces polluants contribuent à la détérioration de la qualité de l'eau dans les environs.



**Figure III.14 :** Localisation et exemple de production du complexe sidérurgique d'El Hadjar à Annaba

- Entreprise d'industrie du câble (ENICAB) :** Enicab, un leader en Algérie dans la fabrication de câbles électriques, possède plus de 32 ans d'expérience dans ce domaine. L'entreprise offre une gamme variée de produits comprenant des câbles de basse, moyenne et haute tension, ainsi que des câbles industriels et nus. Grâce à cette diversité, Enicab intervient dans plusieurs secteurs économiques, tels que la distribution d'électricité, les hydrocarbures, la pétrochimie, les télécommunications, les infrastructures et la construction. Elle s'est imposée comme un acteur clé en fournissant des câbles de haute qualité à la majorité des projets de construction en Algérie. Son succès repose sur un portefeuille de clients diversifié, incluant des grandes entreprises comme **Sonelgaz** et ses filiales, ainsi que des entrepreneurs nationaux et internationaux et diverses institutions publiques. Située dans la wilaya de Biskra, **Enicab** joue également un rôle socio-économique important en étant un des principaux employeurs de la région et en contribuant au développement local.

Concernant ses eaux usées industrielles, elles présentent un fort taux de contaminants avec un **pH légèrement acide** (6,08) et une **conductivité élevée** (supérieure à 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), indiquant une minéralisation importante. Ces eaux contiennent des concentrations élevées de calcium (124 mg/L), de magnésium (550 mg/L), de chlorures (784 mg/L) et de sulfates (754 mg/L). La

concentration moyenne de cuivre, atteignant 18,10 mg/L, dépasse largement les normes environnementales admises, nécessitant une gestion rigoureuse pour limiter leur impact.



**Figure III.15 :** Localisation et exemple de production de l'usine ENICAB à Biskra.

## 7.2 Les résultats d'Adsorption d'ADPLK pour le traitement des eaux usées industrielles

- Les résultats présentés dans le [tableau III.7](#) reflètent l'efficacité de la technique

d'adsorption sur charbon actif (ADPLK) dans le traitement des eaux usées industrielles issues de l'usine sidérurgique d'Annaba. Les paramètres physico-chimiques ont été comparés avant et après le traitement, et les données ont montré une amélioration notable de la qualité de l'eau après l'application du procédé d'adsorption, confirmant ainsi la performance du matériau adsorbant pour l'élimination des polluants métalliques.

L'efficacité du charbon actif ADPLK a été évaluée pour l'élimination de plusieurs métaux lourds, notamment le fer (Fe), le zinc (Zn), le chrome (Cr) et le nickel (Ni). Les résultats ont montré une réduction significative des concentrations de chrome et de nickel à des niveaux conformes aux normes environnementales, ce qui met en évidence l'efficacité du procédé d'adsorption pour ces métaux.

En revanche, les concentrations de fer et de zinc sont restées supérieures aux limites réglementaires fixées par la législation environnementale algérienne Conformément au décret exécutif 06-141 de 2006. Ce qui suggère la nécessité de combiner l'adsorption avec un prétraitement chimique (par exemple une étape de précipitation ou d'oxydation) afin d'améliorer l'efficacité globale du processus.

Ces résultats confirment que la technique d'adsorption sur charbon actif constitue une méthode efficace et respectueuse de l'environnement pour le traitement des eaux usées industrielles du secteur sidérurgique, avec un potentiel d'optimisation lorsqu'elle est intégrée à d'autres procédés de traitement.

**Tableau III.7:** Comparaison des concentrations des polluants dans les eaux usées de l'usine sidérurgique d'Annaba

| Paramètres        | Concentration approximative avant traitement (mg/L) | Concentration moyenne observée après traitement (mg/L) | Norme Algérienne |
|-------------------|-----------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|------------------|
| Fer (Fe)          | 10 – 100                                            | 8.884                                                  | 5 >              |
| Zinc (Zn)         | 1 – 10                                              | 42.6                                                   | 2 >              |
| Chrome total (Cr) | 0.5 – 5                                             | 0.088                                                  | 0.5 >            |
| Nickel (Ni)       | 0.5 – 3                                             | 0.060                                                  | 0.5 >            |
| pH                | 6.5 – 9.5                                           | 7.2-8.5                                                | 6.5 – 8.5        |

➤ Les résultats du [tableau III.8](#) reflètent l'efficacité de la technologie d'adsorption dans le traitement des eaux usées industrielles, où les paramètres physiques et chimiques avant et après traitement ont été comparés. Les données ont montré une amélioration significative de la qualité de l'eau après l'application du processus d'adsorption, indiquant l'efficacité de l'adsorbant dans l'élimination.

L'efficacité d'adsorption et d'élimination de l'ADPLK contre plusieurs polluants, notamment  $\text{Cu}^{2+}$ , a été testée dans les eaux usées collectées auprès de l'ENICAB à Biskra, en Algérie. Un volume de 50 ml de l'eau testée a été agité avec 0,1 g pendant 15 minutes.

D'un point de vue chimique, Les valeurs de pH étaient dans la plage admissible, mais il y a eu une légère diminution après le traitement, une réduction notable de la conductivité électrique (EC) de 2747 à 2060  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a été enregistrée, traduisant une diminution de la concentration des ions dissous après le traitement. De plus, la concentration des solides dissous totaux (TDS) a diminué de 1373,5 à 1030 mg/L, indiquant une réduction des sels et des matières organiques dissoutes. Les niveaux de certains contaminants, tels que les sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) et les chlorures ( $\text{Cl}^-$ ), ont également baissé, confirmant l'efficacité du procédé d'adsorption pour l'élimination de ces ions.

Concernant les métaux lourds, une diminution significative de la concentration en cuivre (Cu) de 3,18 à 0,62 mg/L a été observée, démontrant la capacité de l'adsorbant à capter et éliminer les ions cuivre, réduisant ainsi leur toxicité. De même, la concentration en fer (Fe) est passée de 0,08 à 0,02 mg/L, attestant de l'efficacité du processus dans la réduction des impuretés métalliques.

Pour les composés azotés, l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) a légèrement diminué, passant de 1,22 à 0,98 mg/L, mais reste encore au-dessus des normes (0,5 mg/L), la concentration en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) est passée de 0,3 à 0,2 mg/L, mais dépasse toujours la limite réglementaire algérienne (0,1 mg/L), ce qui impose une optimisation supplémentaire du traitement pour éviter la toxicité de ces composés.

Sur le plan microbiologique, le traitement a permis une réduction significative de la contamination bactérienne. La présence de coliformes totaux a diminué de 13 à 2 unités/100 mL, mais reste encore supérieure à la norme qui exige une absence totale. En revanche, les entérocoques intestinaux ont été totalement éliminés, indiquant une certaine efficacité du processus de désinfection.

D'après ces résultats, on peut conclure que le procédé d'adsorption utilisant ADPLK s'avère efficace pour l'élimination des métaux lourds et la réduction des sels dissous et des matières solides.

**Tableau III.8 :** Paramètres physiques et chimiques caractéristiques des eaux usées industrielles ENICAB avant et après adsorption.

|                                | Paramètres                         | Unité                   | Echantillon |       | Norme Algérienne |
|--------------------------------|------------------------------------|-------------------------|-------------|-------|------------------|
|                                |                                    |                         | Avant       | Après | N.A              |
| Paramètres Physiques chimiques | pH                                 |                         | 8,27        | 7,62  | 6,5-9            |
|                                | Conductivité à 25°C                | $\mu\text{S/cm}$        | 2747        | 2060  | 2800             |
|                                | Taux des solides dissous (TDS)     | mg/l                    | 1373,5      | 1030  | --               |
|                                | La Salinité                        | ‰                       | 1,3         | 1     | /                |
|                                | Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )       | mg/l                    | 1,2         | 0,02  | 0,2              |
|                                | Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )       | mg/l                    | 1,22        | 0,01  | 0,5              |
|                                | Phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )   | mg/l                    | 5,36        | 0,09  | 0,5              |
|                                | Sodium ( $\text{Na}^+$ )           | mg/l                    | 94          | 85    | 200              |
|                                | Calcium ( $\text{Ca}^{++}$ )       | mg/l                    | 120         | 90    | 200              |
|                                | Magnésium ( $\text{Mg}^{++}$ )     | mg/l                    | 88          | 56    | 150              |
|                                | Dureté totale (TH)                 | mg/l en $\text{CaCO}_3$ | 840         | 504   | 500              |
|                                | Chlorures ( $\text{Cl}^-$ )        | mg/l                    | 380         | 300   | 500              |
|                                | Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )    | mg/l                    | 240         | 150   | 400              |
|                                | Titre Alcalimétrique Complet (TAC) | mg/l en $\text{CaCO}_3$ | 200         | 120   | /                |
|                                | Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )       | mg/l                    | 60          | 5,96  | 50               |
|                                | Fer                                | mg/l                    | 10,2        | 0,4   | 0,3              |
|                                | Cuivre                             | mg/l                    | 3,18        | 0,62  | 1.5              |
|                                | $\text{NH}_3$                      | mg/l                    | 1,2         | 0,08  | 0                |
| Paramètres bactériologiques    | Coliformes totaux                  | /                       | 113         | 20    | abs              |
|                                | Coliformes fécaux                  | n/100ml                 | 56          | 1     | abs              |
|                                | Entérocoques intestinaux           | n/100ml                 | 36          | 2     | abs              |
|                                | Spoires de bactéries anaérobies    | n/20ml                  | 40          | 3     | abs              |

## 8 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons étudié l'adsorption des ions cuivre sur le charbon préparé. Les résultats obtenus ont montré que :

L'efficacité de rétention du cuivre des adsorbants ADPLK et ADPLN testés était supérieure à 90 %.

La cinétique d'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  sur les adsorbants testés atteint un état d'équilibre après un temps relativement court, variant de 15 à 45 minutes pour les deux substances spécialisées, à savoir ADPLK et ADPLN, respectivement. Les résultats cinétiques s'ajustent bien au modèle d'adsorption de premier ordre. Les courbes correspondant au modèle de diffusion à l'intérieur des particules montrent une multi-linéarité, avec deux segments linéaires pour ADPLK et trois segments distincts pour ADPLN. Cela suggère que la diffusion à l'intérieur des particules est le mécanisme principal limitant l'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  sur chaque adsorbant. Ce comportement indique que d'autres facteurs pourraient également influencer la rétention de  $\text{Cu}^{2+}$ , bien que la diffusion dans les particules reste prédominante dans ce processus.

La meilleure efficacité est considérée comme étant un dosage de 0,1% à une concentration de 200 mg/L et un pH de 5,5.

### *Liste des Références (Chapitre III) Partie II :*

Adesemuyi, Mibinuola Florence, et al. (2020). Preparation and characterisation of biochars from elephant grass and their utilisation for aqueous nitrate removal: Effect of pyrolysis temperature. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8(6):104507. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104507>

Al-Hazeef, Mazen SF, et al. (2024). Valorizing date palm spikelets into activated carbon-derived composite for methyl orange adsorption: advancing circular bioeconomy in wastewater treatment—a comprehensive study on its equilibrium, kinetics, thermodynamics, and mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research* 31(38):50493-50512. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34581-3>

Almanassra, Ismail W, et al. (2024) Palm leaves based biochar: advanced material characterization and heavy metal adsorption study. *Biomass Conversion and Biorefinery* 14(13):14811-14830. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03590-y>

Almanassra, Ismail W, et al. (2022) Adsorption of lead ions from an aqueous solution onto NaOH-modified rice husk. *Desalin. Water Treat* 254:104-115. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28568>

Asuquo, Edidiong, et al. (2017). Adsorption of Cd (II) and Pb (II) ions from aqueous solutions using mesoporous activated carbon adsorbent: Equilibrium, kinetics and characterisation studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5(1):679-698. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.12.043>

Bai, Chengling, Lei Wang, and Zhenya Zhu. (2020). Adsorption of Cr (III) and Pb (II) by graphene oxide/alginate hydrogel membrane: Characterization, adsorption kinetics, isotherm and thermodynamics studies. *International journal of biological macromolecules* 147:898-910. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.09.249>

Bhowmik, Sayan, Vijoyeta Chakraborty, and Papita Das. (2021). Batch adsorption of indigo carmine on activated carbon prepared from sawdust: a comparative study and optimization of operating conditions using Response Surface Methodology. *Results in Surfaces and Interfaces* 3:100011. <https://doi.org/10.1016/j.rsufi.2021.100011>

Cao, Xinde, et al. (2009). Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. *Environmental science & technology* 43(9):3285-3291.

Chanpee, Sirayu, et al. (2022). Nanoporous carbon from oil palm leaves via hydrothermal carbonization-combined KOH activation for paraquat removal. *Molecules* 27(16):5309. <https://doi.org/10.3390/molecules27165309>

Cuppert, Jonathan D, Susan E Duncan, and Andrea M Dietrich. (2006). Evaluation of copper speciation and water quality factors that affect aqueous copper tasting response. *Chemical senses* 31(7):689-697. <https://doi.org/10.1093/chemse/bjl010>

Dan-Iya, Bilal Ibrahim, and Mohd Yunus Shukor. (2020). Modelling the Effect of Nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI), Biochar (BC) and Nanoscale Zero-Valent Iron/Biochar (nZVI/BC) on the Adsorption/Reduction of Nitrobenzene (NB). *Journal of Environmental Bioremediation and Toxicology* 3(2):11-16.

Darweesh, Mona A, et al. (2022). Adsorption isotherm, kinetic, and optimization studies for copper (II) removal from aqueous solutions by banana leaves and derived activated carbon.

Dastgheib, Seyed A, and David A Rockstraw.(2001).Pecan shell activated carbon: synthesis, characterization, and application for the removal of copper from aqueous solution. Carbon 39(12):1849-1855. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(00\)00315-8](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(00)00315-8)

Djezzar, Zohra, et al.(2024). Characterization of activated carbon produced from the green algae *Spirogyra* used as a cost-effective adsorbent for enhanced removal of copper (ii): application in industrial wastewater treatment. RSC advances 14(8):5276-5289. <https://doi.org/10.1039/D3RA08678J>

Ebisike, Kelechi, et al. .(2023). Thermodynamic study of the adsorption of Cd<sup>2+</sup> and Ni<sup>2+</sup> onto chitosan–silica hybrid aerogel from aqueous solution. Results in Chemistry 5:100730. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2022.100730>

Elsherif, Khaled Muftah, Abdunaser Mabrok Ewlad-Ahmed, and Abdullah Treban. (2017). Removal of Fe (III), Cu (II), and Co (II) from aqueous solutions by orange peels powder: Equilibrium study. J. Biochem. Mol. Biol. Res 2(6):46-51. <http://www.aascit.org/journal/wjbmj>

Esvandi, Zahra, et al.(2019). Physicochemical behavior of *Penaeus semisulcatus* chitin for Pb and Cd removal from aqueous environment. Journal of Polymers and the Environment 27:263-274. <https://doi.org/10.1007/s10924-018-1345-x>

Etim, UJ, SA Umoren, and UM Eduok. (2016).Coconut coir dust as a low cost adsorbent for the removal of cationic dye from aqueous solution. Journal of Saudi Chemical Society 20:S67-S76. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2012.09.014>

Fita, Germaine, et al.(2023). Adsorptive efficiency of hull-based activated carbon toward copper ions (Cu<sup>2+</sup>) removal from aqueous solution: kinetics, modelling and statistical analysis. Diamond and related materials 139:110421. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2023.110421>

Foo, Keng Yuen, and Bassim H Hameed (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical engineering journal 156(1):2-10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>

Ghorbani, Mahdi, Orkideh Seyedin, and Mohsen Aghamohammadhassan. (2020). Adsorptive removal of lead (II) ion from water and wastewater media using carbon-based nanomaterials as unique sorbents: A review. Journal of environmental management 254:109814. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109814>

Guan, Dong-Xing, et al.(2018).Characterization of lead uptake by nano-sized hydroxyapatite: a molecular scale perspective. ACS Earth and Space Chemistry 2(6):599-607. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.8b00020>.

Hadj-Otmane, Ch, et al.(2024). Date palm petiole–derived biochar: effect of pyrolysis temperature and adsorption properties of hazardous cationic dye from water. Biomass Conversion and Biorefinery 14(7):8895-8905. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03127-3>

Ho, Yuh-Shan, and Gordon McKay. (1999).Pseudo-second order model for sorption processes. Process biochemistry 34(5):451-465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)

Ibrahim, Muthmirah, et al.(2022).Effect of hydrothermal carbonization parameters and performance of carbon dioxide adsorption on pineapple peel waste biochar. Chemical Engineering & Technology 45(11):1982-1989. <https://doi.org/10.1002/ceat.202200089>

Jabar, Jamiu Mosebolatan, and Yisau Adelaja Odusote. (2024). Utilization of prepared activated biochar from water lily (*Nymphaea lotus*) stem for adsorption of malachite green dye from aqueous solution. *Biomass Conversion and Biorefinery* 14(5):5999-6010. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01399-9>

Jabar, Jamiu Mosebolatan, et al.(2022). African almond (*Terminalia catappa* L) leaves biochar prepared through pyrolysis using H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> as chemical activator for sequestration of methylene blue dye. *Results in engineering* 14:100385. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100385>

Jabar, Jamiu Mosebolatan, et al.(2021). Characterization of prepared eco-friendly biochar from almond (*Terminalia catappa* L) leaf for sequestration of bromophenol blue (BPB) from aqueous solution. *Carbon Letters*:1-14. <https://doi.org/10.1007/s42823-020-00214-1>

Jiang, Shasha, et al. (2016).Copper and zinc adsorption by softwood and hardwood biochars under elevated sulphate-induced salinity and acidic pH conditions. *Chemosphere* 142:64-71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.079>

Jin, Hongmei, et al. (2016). Copper (II) removal potential from aqueous solution by pyrolysis biochar derived from anaerobically digested algae-dairy-manure and effect of KOH activation. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4(1):365-372. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.11.022>

Katiyar, Ravi, et al. (2021). Adsorption of copper (II) in aqueous solution using biochars derived from *Ascophyllum nodosum* seaweed. *Bioresource Technology* 328:124829. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124829>

Khan, Muhammad Imran, et al. (2017).Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies for the adsorption of methyl orange using new anion exchange membrane (BII). *Desalination Water Treat* 58:285-297. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.1715>

Kołodzyńska, Dorota, JA Krukowska, and Peter Thomas. (2017). Comparison of sorption and desorption studies of heavy metal ions from biochar and commercial active carbon. *Chemical engineering journal* 307:353-363. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.088>

Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of solution substances.

Langama, Phil Lewis Mpampougou, et al.(2021). Adsorption of Copper (II) Ions in Aqueous Solution by a Natural Mouka Smectite and an Activated Carbon Prepared from Kola Nut Shells by Chemical Activation with Zinc Chloride (ZnCl<sub>2</sub>). *Open Journal of Inorganic Chemistry* 11(4):131-144.

Liu, Na, et al.(2020). Removal mechanisms of aqueous Cr (VI) using apple wood biochar: a spectroscopic study. *Journal of Hazardous Materials* 384:121371. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121371>

Marković, Smilja, et al.(2015).Application of raw peach shell particles for removal of methylene blue. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 3(2):716-724. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.04.002>

McLintock, IS, and JC Orr. (1967). Electron spin resonance studies of evaporated carbon films. *Carbon* 5(3):291-300. [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(67\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0008-6223(67)90011-5)

Mebarka, Kaddouri, et al.(2024).Potencial de carbono ativado das folhas de palma-Biskra para a remoção de cobre (II) por adsorção: cinética e modelagem térmica. *Studies in Engineering and Exact Sciences* 5(2):e7726-e7726. <https://doi.org/10.54021/seesv5n2-187>

Meriem, Bouraoui. ETUDE THEORIQUE ET EXPERIMENTALE DE LA PRODUCTION ET L'UTILISATION DES EAUX DANS L'INDUSTRIE CAS: COMPLEXE SIDERURGIQUE-EL HADJAR.

Niu, Chenxi, et al. (2021).Preparation and characterization of magnetic modified bone charcoal for removing  $\text{Cu}^{2+}$  ions from industrial and mining wastewater. Journal of environmental management 297:113221. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113221>

Nizam, Nurul Umairah M, et al. (2021).The removal of anionic and cationic dyes from an aqueous solution using biomass-based activated carbon. Scientific reports 11(1):8623.

Salomón, Yamil L, et al.(2022).Adsorption of atrazine herbicide from water by diospyros kaki fruit waste activated carbon. Journal of Molecular Liquids 347:117990. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.117990>.

Siddiqui, Shaziya H. (2018). The removal of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  and methylene blue (MB) from aqueous solution using Luffa Actangula carbon: kinetics, thermodynamic and isotherm and response methodology. Groundwater for sustainable development 6:141-149. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.008>

Silva, Marcela C, et al.(2024).Activated carbon fibers of high surface area from corn husk: Mono and multicomponent adsorption studies of  $\text{Pb}^{2+}$  and  $\text{Cu}^{2+}$  ions from aqueous solution. Journal of Molecular Liquids 405:124919. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.124919>

Soudani, Amina, et al. (2024).High Performance Activated Carbon Based on Date Palm Fibers for  $\text{Cu}^{2+}$  Removal in Water. Chemistry Africa:1-13. <https://doi.org/10.1007/s42250-024-00974-7>

Taty-Costodes, VC, et al.(2013). Removal of lead (II) ions from synthetic and real para la hidrolisis enzimatica de residuos lignocelulosicos de yuca (Manihot esculenta Crantz). Rev Fac Ing Univ Antioquia 69(4).

Tayibi, Saida, et al.(2020).Production and dry mechanochemical activation of biochars derived from Moroccan red macroalgae residue and olive pomace biomass for treating wastewater: thermodynamic, isotherm, and kinetic studies. ACS omega 6(1):159-171. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsomega.0c04020>.

Teğin, İbrahim, Sema Öc, and Cafer Saka. (2024). Adsorption of copper (II) from aqueous solutions using adsorbent obtained with sodium hydroxide activation of biochar prepared by micro wave pyrolysis. Biomass Conversion and Biorefinery:1-12. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05477-6>

Uchimiya, Minori, Desmond I Bannon, and Lynda H Wartelle. (2012). Retention of heavy metals by carboxyl functional groups of biochars in small arms range soil. Journal of agricultural and food chemistry 60(7):1798-1809.

Weber Jr, Walter J, and J Carrell Morris. (1963).Kinetics of adsorption on carbon from solution. Journal of the sanitary engineering division 89(2):31-59. <https://doi.org/10.1061/JSEDAI.0000430>

Xu, Xueqin, et al.(2022).The performance and mechanism of a Mg-Al double-layer oxide in chloride ion removal from an aqueous solution. Nanomaterials 12(5):846. <https://doi.org/10.3390/nano12050846>

Yu, Weibin, et al.(2021).Facile preparation of sulfonated biochar for highly efficient removal of toxic Pb (II) and Cd (II) from wastewater. *Science of The Total Environment* 750:141545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141545>

Yu, Wenchao, et al.(2018).N-doping effectively enhances the adsorption capacity of biochar for heavy metal ions from aqueous solution. *Chemosphere* 193:8-16. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.134>

Zou, Jin, et al.(2022). Facile Synthesis of Nitrogen Self-Doped Porous Carbon Derived from Cicada Shell via KOH Activation for Simultaneous Detection and Removal of Cu<sup>2+</sup>. *Molecules* 27(14):4516.

Raut, E. R., Thakur.M. A. B., & Chaudhari, A. R. (2021). *A review on activated carbon preparation from natural and eco-friendly raw materials*. Paper presented at the AIP Conference Proceedings. <https://doi.org/10.1063/5.0072755>

Cherdoud, F., Khelifi, S., Reffas, A. (2023). Activated carbons developed from Algerian agro-waste of palm trunk fiber: characterization and adsorptive capacity for azo dyes removal. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 311, 118-134. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29967>

Reghioua, A., Atia, D., Hamidi, A., Jawad, A. H., Abdulhameed, A. S., & Mbuvi, H. M. (2024). Production of eco-friendly adsorbent of kaolin clay and cellulose extracted from peanut shells for removal of methylene blue and congo red removal dyes. *International journal of biological macromolecules*, 263, 130304. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2024.130304>

# **Conclusion générale**

## Conclusion générale

L'objectif de cette étude est de démontrer le potentiel du charbon actif dérivé des feuilles de palmier pour l'élimination des ions cuivre des eaux usées. Les feuilles de palmier ont été choisies comme une source prometteuse pour la fabrication du charbon actif, en ligne avec les principes de l'économie circulaire et de l'utilisation durable des ressources. Dans ce contexte, la thèse est présentée en deux parties.

La première partie de cette étude est une revue bibliographique qui se divise en deux chapitres principaux, mettant en évidence que les ions de cuivre représentent une menace importante avec des effets graves sur la santé humaine, les plantes, les animaux et les écosystèmes. Par conséquent, les réglementations mises en place visent à réduire leurs concentrations dans l'environnement afin de résoudre ce problème, d'autant plus que l'eau est une ressource essentielle à la vie et qu'il est crucial de préserver sa qualité.

La revue a également mis en lumière la technique d'adsorption comme une solution efficace, en particulier l'adsorption sur le charbon actif pour éliminer le  $\text{Cu}^{2+}$  des eaux. L'adsorption est un phénomène de surface influencé par plusieurs facteurs. De plus, le charbon actif dispose de nombreuses sources et méthodes de préparation. Actuellement, les déchets agricoles suscitent un intérêt croissant pour la production de matériaux adsorbants efficaces et à faible coût. Parmi ces matériaux, les feuilles de palmier offrent une combinaison unique de forte teneur en carbone, de disponibilité et de capacité de régénération, particulièrement dans des régions telles que l'Afrique du Nord et le Moyen-Orient. Bien que les feuilles de palmier soient abondantes, elles restent sous-exploitées, ce qui en fait une source idéale pour une utilisation dans ce domaine.

Dans la partie expérimentale de cette étude, nous avons détaillé les matériaux utilisés, les étapes et conditions de préparation et de caractérisation des matériaux adsorbants, en mettant l'accent sur les tests d'adsorption réalisés. Les résultats obtenus, présentés dans deux chapitres, sont particulièrement intéressants. Voici les points clés :

Les feuilles de palmier dattier (DPL) provenant de la région de Biskra (Algérie) ont été utilisées comme matière première pour la production de charbon actif. Ce charbon actif a été obtenu par traitement de la biomasse avec cinq agents d'activation différents (KOH, KCl, NaOH, HCl, NaCl) et trois paramètres définis (volume de solution, temps de contact et

concentration de l'activateur), suivi d'une pyrolyse à 600°C pendant 3 heures. Les résultats montrent que les charbons activés traités avec NaOH et KOH sont les plus efficaces pour améliorer le taux d'élimination des ions cuivre.

Les résultats des techniques de caractérisation ont également été mis en évidence, en se concentrant sur les propriétés physiques, chimiques, structurales et texturales des matériaux adsorbants : (Humidité, matière sèche, teneur en cendres, ainsi que l'indice d'iode, ATG/DSC, FTIR, XRD, SEM, pH<sub>pzc</sub>). Pour caractériser les propriétés plus précisément.

Les résultats ont montré que les charbons activés (ADPLK et ADPLN) présentent une nature poreuse, avec un classement de type IV (a) selon les directives de l'IUPAC, caractéristique des matériaux à porosité moyenne. La surface spécifique a été utilisée comme indicateur pour mesurer la capacité des matériaux à adsorber les molécules (telles que les ions). Les résultats ont révélé que l'activation a considérablement augmenté la surface spécifique des feuilles de palmier dattier brutes (DPL), passant de 8,7822 m<sup>2</sup>/g à 59,742 m<sup>2</sup>/g et 56,424 m<sup>2</sup>/g après traitement avec **KOH** et **NaOH**, respectivement.

Les résultats expérimentaux des tests d'adsorption dans des solutions synthétiques ont démontré une efficacité élevée pour l'élimination des ions Cu(II), atteignant 97% pour le charbon actif ADPLK en 15 minutes et 93% pour ADPLN en 45 minutes. Les études cinétiques ont révélé que le modèle cinétique du pseudo-premier ordre est le plus approprié pour analyser le processus d'adsorption.

L'étude de la diffusion intra-particulaire a montré que l'adsorption du cuivre sur ADPLN se déroule en trois étapes, tandis que sur ADPLK, elle se produit en deux étapes. Les premières sections linéaires avec des pentes abruptes indiquent une rétention rapide des Cu<sup>2+</sup> sur les surfaces externes du matériau adsorbant au début du processus d'adsorption, soulignant ainsi l'efficacité élevée des matériaux préparés pour l'élimination des métaux lourds des solutions aqueuses.

L'efficacité d'adsorption du cuivre sur ces adsorbants augmente avec l'augmentation du dosage. En matière adsorbante (de 0,02 à 0,1 g/l). En outre, L'efficacité augmente avec l'augmentation de la teneur initiale en cuivre. Paramètre-elle est cohérente avec la cinétique, les isothermes et la thermodynamique de l'absorption. Les capacités d'adsorption maximales pour

$\text{Cu}^{2+}$ , obtenues après application du modèle de Langmuir, étaient de 293,32 mg/g et de 170,71 mg/g pour ADPLK et ADPLN, respectivement.

Les valeurs des paramètres dynamiques thermiques pour ADPLK indiquent que le processus de traitement est spontané, exothermique. Pour ADPLN, les résultats montrent que la réaction est ordonnée et exothermique.

Les résultats montrent que l'adsorption des ions  $\text{Cu}^{2+}$  sur ADPLK et ADPLN est principalement gouvernée par un mécanisme de complexation de surface, impliquant la formation de liaisons de coordination entre  $\text{Cu}^{2+}$  et les groupes fonctionnels oxygénés. Un mécanisme complémentaire d'échange d'ions ( $\text{Ca}^{2+} \leftrightarrow \text{Cu}^{2+}$ ) contribue également au processus. Les analyses FT-IR, EDS et FE-SEM confirment la fixation du cuivre et la modification des sites actifs après adsorption. Bien que des phénomènes secondaires tels que le remplissage des pores ou une précipitation partielle de  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  puissent intervenir, la chimisorption demeure le mécanisme prédominant responsable de l'efficacité élevée des adsorbants.

Les conclusions indiquent que les adsorbants préparés ADPLK et ADPLN sont des adsorbants rentables qui sont recyclables sur trois cycles consécutifs et peuvent être réutilisés après régénération pour l'élimination des ions  $\text{Cu}^{2+}$ .

Les résultats obtenus ont montré une amélioration significative de la qualité des eaux usées industrielles issues à la fois de l'usine sidérurgique d'Annaba et de la station ENICAB de Biskra après l'application de la technique d'adsorption utilisant le charbon actif (ADPLK). Une diminution notable des concentrations en métaux lourds a été observée : la concentration en cuivre (Cu) est passée de 3,18 mg/L à 0,62 mg/L, tandis que celle en fer (Fe) a diminué de 0,08 mg/L à 0,02 mg/L. De même, les teneurs en chrome (Cr) et en nickel (Ni) ont atteint des niveaux conformes aux normes environnementales. Ces résultats confirment la capacité du matériau ADPLK à capter efficacement les ions métalliques, même en présence d'autres éléments minéraux ou organiques, démontrant ainsi son efficacité et son caractère écologique pour le traitement des eaux usées industrielles. De plus, ce charbon actif, facilement disponible localement, représente une solution prometteuse et économique pour la dépollution des effluents industriels.

En conclusion, notre étude représente une contribution importante dans le domaine du traitement des eaux, tout en s'inscrivant dans une démarche plus large de développement

durable et de protection de l'environnement. En exploitant les déchets agricoles dans le cadre de l'économie circulaire, nous cherchons à développer des technologies innovantes et durables pour le traitement des eaux usées.

Il est essentiel que les travaux futurs se concentrent sur l'élargissement de l'échelle de production, l'amélioration des conditions du processus d'adsorption, et l'évaluation de l'efficacité de ces matériaux pour le traitement des effluents complexes contenant des métaux. Cela permettra de proposer des solutions environnementales efficaces et de traiter les eaux contaminées de manière durable.