

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE EPOPULAIR



MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR

ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ KASDI MERBAH OUARGLA

Faculté des sciences appliquées

Département de Génie des procédés

Mémoire

MASTER ACADEMIQUE

Domaine : science et technologie

Filière : Génie des procédés

Spécialité : Génie des procédés de l'environnement

Présenté Par :

Bekkari Kaouthar et Djaborebbi Zahia

Thème :

**Élimination des ions de Hg^{+2} dans un milieu aqueux
par charbon actif préparés à base des plantes des
roseaux**

Devant le jury composé de :

Mr Bebba Ahmed Abdelhafid	Professeur (UKM Ouargla)	Président
Mr Sekirifa Mehammed Lamin	Professeur (UKM Ouargla)	Examineur
Mme Kabdi Soumia Amina	MAA (UKM Ouargla)	Promotrice

Année Universitaire : 2022/2023



Dédicaces

*A mes très chers parents, source de
vie et d'affection*

*A mes chers frères, source de joie et
de bonheur*

*A toute ma famille, source
d'espoir et de motivation*

*A tous mes amis et A vous cher
lecteur.*

Kaouthar bekkari & Zahia DJABOREBBI

Remerciements

Tout d'abord, Nous dois exprimer notre gratitude à Dieu pour avoir permis l'accomplissement de ce travail modeste.

*Ce que nous avons faits aujourd'hui est la fin de la présente mémoire d'étude, qui ne peut pas être accomplie sans l'aide de tant de personnes. Il est à la fois un plaisir et une responsabilité de les remercier, Merci beaucoup à mes chers superviseurs, Mr **SEKIRIFA Mohamed Lamine** et **Mme Kabdi Soumia Amina**, pour son soutien et ses précieux conseils, et le professeur Mr **BEBBA Ahmed Abdelhafid** président du comité de discussion, et l'a remercié d'avoir accepté la discussion de notre mémoire.*

*Nos sincères remerciements vont à Monsieur **HAMDI Aissa** Directeur du laboratoire de de Biogéochimie des Milieux Désertique pour avoir bien voulu m'accueillir dans son laboratoire.*

*Nous tenons également à remercier également Monsieur **BELKHALFA Hakim** Directeur du laboratoire de Centre de Recherche des Analyses Physico-Chimique qui m'a permis d'effectuer mes analyses dans son laboratoire. Nous remercions également **Mme Hider Halima** et **Mme Boutarfaia Zineb** pour leurs aides.*

Notre vif remerciement aux membres du jury qui ont accepté de juger ce travail.

Nous n'oublierons pas d'exprimer mes gratitudes aux enseignants du département de génie des procédés et une grande gratitude à ceux qui ont contribué au développement de cette œuvre. Nous ne pouvons terminer ces remerciements sans y associer ma famille et mes amis sans exception et à ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de notre recherche.

المخلص

يعتبر الامتزاز بواسطة الفحم المنشط تقنية اقتصادية وسهلة التنفيذ وتستخدم على نطاق واسع في ازالة المعادن الثقيلة من المحاليل المائية.

الهدف من هذه الدراسة هو التخلص من ايونات الزئبق في محلول مائي عن طريق الامتزاز على الفحم المنشط.

اظهرت نتائج اختبارات الامتزاز ان الفحم المنشط المحضر من نبات القصب (الساق والجذور) كانت أكثر فعالية وان الفحم المنشط المحضر من ساق نبات القصب كانت أحسن مردود من الفحم المحضر من الجذور. ان تثبيت ايونات الزئبق على الفحم المنشط سريع ويتم تحسينه مع زيادة كتلة الفحم المنشط خلال عملية الامتزاز، وتمت الدراسة بدرجة حرارة نظامية، وقد تم اختيار نموذجي Freundlich، Langmuir لتمثيل النتائج التجريبية. اظهرت النتائج ان نموذج Freundlich كان أفضل لتمثيل النتائج وان التفاعل يتبع حركية الدرجة الثانية، يخلص هذا الى انه يمكن استخدام الفحم المنشط بشكل فعال كمتزاز لإزالة ايونات الزئبق من محلول مائي.

الكلمات المفتاحية: نبات القصب، الزئبق، الامتزاز، الفحم المنشط.

Résumé

L'adsorption par charbon actif est une technique économique et facile à mettre en œuvre, largement utilisée dans l'élimination des métaux lourds des solutions aqueuses. Le but de cette étude est de éliminés des ions mercure Hg^{+2} en solution aqueuse par adsorption sur charbon actif. Les résultats des tests d'adsorption ont montré que le charbon actif préparé à partir de la plante de roseau (*Phragmites australis*) tiges et racines était plus efficace et que le charbon actif préparé à partir de la tige avait un meilleur rendement que le charbon préparé à partir des racines. La fixation des ions mercure sur le charbon actif est rapide et s'améliore avec l'augmentation de la masse de charbon actif pendant le processus d'adsorption. Les résultats ont montré que le modèle (Freundlich) était meilleur et que la réaction suit une cinétique d'ordre 2. Ceci conclut que le charbon actif peut être utilisé efficacement comme adsorbant pour éliminer les ions mercure d'une solution aqueuse.

Mots-clés : Roseau, mercure, adsorption, charbon actif.

Abstract

Adsorption by activated charcoal is an economical and easy-to-implement technique that is widely used in the removal of heavy metals from aqueous solutions. The aim of this study is to get rid of mercury ions in an aqueous solution by adsorption on activated charcoal. The results of adsorption tests showed that the activated charcoal prepared from the reed plant (stem and roots) was more effective and the activated charcoal prepared from the stem of the reed plant had better yield than the charcoal prepared from the roots. The fixation of mercury ions on activated charcoal is fast and is improved by increasing the mass of activated charcoal during the adsorption process. The results showed that the (Langmuir, Freundlich) model was better for representing the results and that the reaction follows second-order kinetics. This concludes that activated charcoal can be used effectively as an adsorbent to remove mercury ions from an aqueous solution.

Keywords: Reed plant, Mercury, adsorption, Activated Carbon.

LISTE DES TABLEAUX

I. L'étude bibliographies :

Tableau I.1.5 : Quelques paramètres chimiques de qualité de l'eau de consommation humaine avec valeurs limites,7

Tableau I.2.6.1 : Classification de porosité 13

II. Materials et méthodes :

Tableau II.2 : Caractéristique de charbon actif des plantes roseaux.....29

III. Résultats et discussion :

Tableau III.1.2.2 : Résultats des modèles Langmuir et Freundlich d'adsorption d'ion du mercure sur CAT700 et CAR700.....41

Tableau III.1.3.2 : Résultats des modèles cinétiques d'adsorption d'ion du mercure sur CAT700 et CAR700.....43

LISTE DES FIGURES

I. L'étude bibliographique :

<u>Figure I.2. 3.1 : Le charbon actif pulvérulent CAP</u>	11
<u>Figure I.2.3.2 : Le charbon actif en grain CAG</u>	11
<u>Figure I.2.6.2 : Structures des fonctions de surface dans le charbon actif</u> ,.....	14
<u>Figure I.2.10.1 : Etapes de transfert d'un adsorbant lors de son adsorption sur un adsorbant poreux</u>	17
<u>Figure I.2.12 : Classification des isothermes d'adsorption d'après Giles et Coll.</u>	19

II. Matériaux et méthodes :

<u>Figure II .1: Organigramme d'élimination des ions de mercure dans les eaux par charbon actif à base des roseaux</u>	27
<u>Figure II.2.1: sulfate de mercure</u>	28
<u>Figure II.2 .2: acide chlorhydrique</u>	28
<u>Figure II.2 .3: Hydroxyde de sodium</u>	28
<u>Figure II.2.5: Charbon actif de tiges des roseaux</u>	28
<u>Figure II.2.4: Charbon actif de racines des roseaux</u>	28
<u>Tableau II.2 : Caractéristique de charbon actif des plantes roseaux</u>	29
<u>Figure II.3.1: Balance électrique ...</u>	29
<u>Figure II.3.2: Filtre à seringue 0.45µm</u>	29
<u>Figure II.4.1.1 : Solution HgSO₄ (solution mère)</u>	30
<u>Figure II.4.1.2 : préparation des solutions diluées à partir de la solution HgSO₄</u> ,	30
<u>Figure II .5.3 : l'incubateur</u> ,.....	31
<u>Figure II .5.5.1 : Solution à différent pH</u>	43
<u>Figure II .5.5.2 : pH mètre</u>	32
<u>Figure II. 6.1 : Phénomène d'adsorption (méthode de batch) par Vortex multitube</u>	33
<u>Figure II.6.2 : Filtration par un filtre seringue 0.45µm</u>	33
<u>Figure II. 6.3: Dosage de mercure par analyseur de mercure</u>	34

III. Résultats et discussion:

<u>Figure III.1.1.1: Effet de la masse de l'adsorbant sur l'adsorption d'ion de mercure à base CAT et CAR.</u>	37
--	----

<u>Figure III.1.1.2: Effet de concentration initiale sur l'adsorption d'ion de mercure à base CAT et CAR.</u>	38
<u>Figure III.1.1.3 : Effet du temps de contact sur l'adsorption d'ion de mercure à base CAT et CAR.</u>	38
<u>Figure III.1.1.4: Effet de la température sur l'adsorption d'ion de mercure à base CAT et CAR.</u>	39
<u>Figure : Effet du PH sur l'adsorption d'ion de mercure à base CAT et CAR.</u>	40
<u>Figure III.1.2.1 : Isotherme de Langmuir type I.</u>	40
<u>Figure III.1.2.2 : Isotherme de Freundlich.</u>	41
<u>Figure III.1.3.1 : Application du modèle de pseudo-première ordre pour l'adsorption d'ion du mercure à base CAT700 et CAR700.</u>	42

Table des matières

<u>Introduction</u>	2
<u>I. L'étude bibliographique</u> :	5
<u>I.1. Généralités sur les métaux lourds</u> :	5
<u>I.1.1. Introduction</u> :	5
<u>I.1.2 Définition des métaux lourds</u> :	5
<u>I.1.3. Source des métaux lourds dans l'environnement</u> :	5
<u>I.1.4. Forme des métaux lourds dans les eaux</u> :	6
<u>I.1.5. Les rejets des métaux lourds dans l'eau</u> :	6
<u>I.1.6. Toxicité des métaux lourds</u> :	8
<u>I.1.7. Mercure</u> :	8
<u>I.2. Généralités sur Les charbons actifs et les phénomènes d'adsorption</u>	9
<u>I.2.1. Introduction</u> :	9
<u>I.2.2. Définition de Charbon actif</u> :	10
<u>I.2.3. Différentes formes du charbon actif</u> :	10
<u>I.2. 4. Le choix de la matière première</u> :	11
<u>I.2.5. Préparation des charbons actifs</u> :	12
<u>I.2.6. Les propriétés du charbon actif</u> :	13
<u>I.2. 7. Caractéristiques physiques et chimiques</u> :	14
<u>I.2. 8. Les applications des charbons actifs</u> :	15
<u>I.2. 9. Définition de L'adsorption</u> :	16
<u>I.2. 9.1. Différents types d'adsorption</u> :	16
<u>I.2. 10. Mécanisme d'adsorption</u> :	17
<u>I.2. 11. Les Facteurs influençant l'adsorption</u> :	18
<u>I.2. 12. Isotherme d'adsorption</u> :	19
<u>I.2. 13. Classification des isothermes d'adsorption</u> :	21
<u>I.2.14. Cinétique d'adsorption</u> :	22
<u>I.2. 15. Les adsorbants</u> :	25
<u>I.2. 16. Les applications de l'adsorption</u> :	25
<u>II. Materials et méthodes</u> :	27

<u>II.1. Introduction :</u>	27
<u>II.2. Matériaux utilisés :</u>	28
<u>II.3. Matériels utilisés :</u>	29
<u>II.4. Techniques expérimentales :</u>	30
<u>II .5. Les paramètres influant sur l'adsorption des ions de mercure Hg⁺² :</u>	31
<u>II .6. Les étapes d'expérience :</u>	32
<u>III.1. Adsorption d'ion de mercure par un charbon actif (CAT700 et CAR700) :</u> ...	36
<u>III.1.1. Les paramètres d'influence sur l'adsorption :</u>	37
<u>III.1.2. Modélisation des isothermes d'adsorption :</u>	40
<u>Les paramètres équationnels des deux modèles choisis sont présentés ce dessous: ..</u>	40
<u>III.1.3. Modèle cinétique :</u>	42
<u>Conclusion générale</u>	44
<u>Les Références Bibliographique</u>	45

INTRODUCTION

GENERAL

Introduction

L'eau est la base de vie sur notre planète, c'est le constituant majeur de la matière vivante, de ce fait non seulement sa disponibilité mais aussi sa qualité devient une préoccupation majeure des populations à travers le monde.

L'Algérie est un pays semi-aride à aride dont les ressources hydriques sont faibles, irrégulières et localisées dans la bande côtière et le grand SAHARA. Ces eaux représentent un patrimoine dont la protection et la gestion durable constitue à l'heure actuelle une préoccupation nationale [1]. Étant donné que la croissance démographique et l'industrialisation, ont augmenté la quantité et la diversité des déchets rejetés dans les rivières et les lacs ; ce qui a donné naissance à de nouveaux problèmes (les virus, les métaux lourds et les micropolluants...) ; et a engendré autant de risques que le spécialiste doit résoudre techniquement et de façon économique.

Les métaux lourds sont, en effet, des espèces hautement toxiques au-delà d'une certaine concentration. Ils possèdent la capacité de se concentrer le long de la chaîne alimentaire et de s'accumuler dans certains organes du corps humain. Il est donc indispensable d'éliminer totalement les ions des métaux lourds présents dans les différents effluents industriels ou de réduire leur quantité en dessous des seuils admissibles définis par les normes. [2]

Actuellement, l'adsorption sur charbon actif est largement appliquée pour l'élimination des métaux à partir des solutions aqueuses. Divers chercheurs ont ainsi montré qu'une variété de matériaux d'origine végétaux avait l'aptitude de fixer des quantités importantes en métaux lourds. Parmi ces matériaux, les plantes des roseaux ont fait l'objet de diverses études pour des applications variées comme l'adsorption.

Le but de notre étude est élimination des ions de mercure par charbon active à base des plantes des roseaux (*Phragmites australis*) tiges et racines, et la détermination les meilleures conditions d'adsorption pour élimination de ses ions de mercure en étudiant l'effet de quelques paramètres comme : effet de concentration initial d'ion du mercure, effet de temps de contact, effet de température, effet de la masse de charbon actif, et effet de pH.

Introduction Général

Ce travail est divisé en deux parties :

- La première partie concerne une synthèse bibliographique sur des généralités sur les métaux lourds et leurs toxicités ainsi que des généralités sur les charbons actifs et le phénomène d'adsorption.
- La deuxième partie représente de partie expérimentale, en premier lieu les différents matériels et méthodes utilisés ainsi que les protocoles expérimentaux et en second les résultats et leurs discussions.

Enfin, on termine notre travail par une conclusion générale, où sont donnés les résultats les plus importants ainsi que des perspectives de recherches qui peuvent servir pour de futurs travaux dans le domaine d'élimination des métaux lourds par l'adsorption sur charbon actif.

L'étude
bibliographique

L'étude bibliographique

I. L'étude bibliographique :

I.1. Généralités sur les métaux lourds :

I.1.1. Introduction :

Les métaux lourds sont naturellement présents dans les roches et les sols. La présence des gisements métallifères contribue à la contamination métallique des eaux. Néanmoins, l'essentiel provient des apports d'origines industrielles, qu'il s'agisse des exploitations minières, des activités industrielles anciennes, ou des activités actuelles.

Les métaux lourds ont un fort caractère bio accumulatif et ont la particularité de ne pouvoir être éliminés. Ils changent simplement de forme. Au-delà d'un certain seuil, ils deviennent des toxiques importants pour l'homme. [3]

I.1.2 Définition des métaux lourds :

Le terme « métal lourd » est appliqué collectivement à un groupe de métaux (et d'éléments métalliques) dont la densité est supérieure inférieure à 5 g/cm^3 et numéro atomique supérieur à 20. [4]

Les métaux lourds sont des éléments extrêmement denses qui peuvent être toxiques même en petites quantités. Ils peuvent également être définis comme les éléments du bloc D dans la table périodique, tels que le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le mercure (Hg). [5]

I.1.3. Source des métaux lourds dans l'environnement :

Les émissions de métaux lourds proviennent des installations de production d'électricité alimentées aux combustibles fossiles et d'autres procédés industriels, ainsi que de l'utilisation de combustibles fossiles et de bois pour le chauffage et la cuisson des hornes. Sans épurateurs chimiques ni précipitantes électriques dans les cheminées, les métaux pénètrent dans l'atmosphère en fonction de leur volatilité. Ils sont transportés par les courants de vent jusqu'à ce qu'ils soient amenés à la surface de la terre par dépôt sec et précipitations. La plupart des métaux potentiellement toxiques se trouveront en concentrations élevées dans les matériaux terrestres déposés et maintenus dans des conditions réductrices et contenant des concentrations importantes de soufre et de matières organiques (p. ex. charbon, pétrole, schistes noirs). Ce sont les éléments goldschmidt appelés « aimant le soufre » ou chalcophiles As, Cd, Co, Cu, Fe, Mo,

L'étude bibliographique

Ni, Pb, Sb, Sc, Se, V, Zn. La combustion du charbon et du pétrole libère des émissions de métaux volatils et de particules métalliques par les cheminées. [6]

I.1.4. Forme des métaux lourds dans les eaux :

Dans les systèmes aqueux, les ions de métaux lourds, lorsqu'ils sont présents au-delà des limites autorisées, sont dangereux pour les êtres humains et vie aquatique.

Les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés. Au contraire, ils s'accumulent dans les organismes vivants, soit directement, soit par l'intermédiaire de la nourriture. Chaîne, à l'intérieur du corps, les ions métalliques peuvent être convertis en formes plus toxiques ou peuvent interférer directement avec les processus métaboliques. Comme En raison de la toxicité des métaux, divers troubles et dommages dus au stress oxydatif déclenché par les ions métalliques ont été observés. [7]

I.1.5. Les rejets des métaux lourds dans l'eau :

Pendant de nombreuses années, les industries situées à proximité de cours d'eau (pour des raisons de refroidissement de processus, de transport) y ont rejeté leurs effluents. A ce phénomène (de plus en plus limité par l'installation de stations d'épuration au sein même des sites industriels), il faut ajouter l'érosion et le ruissellement de l'eau sur les sols et chaussées. L'eau constitue un élément fondamental en matière de pollution, puisque dans le cas des métaux, comme pour d'autres composés, celle-ci va favoriser de nombreuses réactions chimiques. L'eau transporte les métaux lourds, et les insère dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Même si les métaux lourds sont le plus souvent présents à l'état de trace, ils n'en restent pas moins très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bio-accumulation dans les organismes). [8]

Décret exécutif n° 11-125 du 17 Rabi' al-Thani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Après approbation du Président de la République ; Décrète :

- Art. 3. Au sens du présent décret, il est entendu par :
Valeurs limites sont valeurs maximales fixées pour certains paramètres qui constituent un danger potentiel pour la santé des personnes.
- Les valeurs limites et indicatives de qualité de l'eau de consommation humaine sont annexées au présent décret publié au Journal officiel de la République algérienne démocratique et populaire. [9]

L'étude bibliographique

Tableau I.1.5 : Quelques paramètres chimiques de qualité de l'eau de consommation humaine avec valeurs limites, [9]

PARAMETRES	UNITES	VALEURS LIMITES
Aluminium	mg/l	0.2
Ammonium	mg/l	0.5
Baryum	mg/l	0.7
Bore	mg/l	1
Fer totale	mg/l	0.3
Fluorures	mg/l	1.5
Manganèse	µg/l	50
Nitrates	mg/l	50
Nitrites	mg/l	0.2
Phosphore	mg/l	5
Acrylamide	µg/l	0.5
Antimoine	µg/l	20
Argent	µg/l	100
Arsenic	µg/l	10
Cadmium	µg/l	3
Chrome totale	µg/l	50
Cuivre	mg/l	2
Cyanure	µg/l	70
Mercure	µg/l	6
Nickel	µg/l	70
Plomb	µg/l	10
Sélénium	µg/l	10
Zinc	mg/l	5

L'étude bibliographique

I.1.6. Toxicité des métaux lourds :

De plus, les métaux lourds sont en quelque sorte appelés oligo-éléments en raison de leur présence en faibles concentrations dans l'environnement et les organismes vivants

Bien qu'ils puissent avoir des impacts environnementaux notables sur la vie exposée, et à des niveaux très infimes. Dans certains cas, les dépôts continus de métaux lourds ont conduit à une éco-accumulation de métaux lourds dans l'environnement (air, sol, sol).

Cela peut s'expliquer par leur non-dégradabilité et la nature persistante, ce qui a des effets néfastes sur les organismes vivants en cas d'exposition en raison de leur nature persistante, et lorsqu'ils sont bio-consommés, les métaux lourds peuvent se bioconcentrer dans les organismes vivants et se bioaccumuler lors de consommations répétées. [10]

Quand les animaux sauvages et les humains sont concentrés, ces organismes peuvent mourir ou être consommés, d'où la bio-amplification ou la bio-amplification des métaux lourds, d'où la bio-dégradation de la l'ensemble du réseau trophique ou de la chaîne alimentaire. Cela conduira éventuellement à la contamination du l'ensemble du système.

La toxicité des métaux lourds n'est plus à démontrer. La toxicité du mercure est par exemple connue depuis l'Antiquité. La plupart du temps, les effets toxiques des métaux lourds concernent le système nerveux, le sang ou la moëlle osseuse. Ils sont généralement cancérigènes. [8]

I.1.7. Mercure :

Un élément métallique argenté qui existe sous forme liquide à température ambiante. Il a le symbole atomique Hg (de hydrargyrum, argent liquide), le numéro atomique 80, et le poids atomique 200,59 g/mol. Le mercure est utilisé dans de nombreuses applications industrielles et ses sels ont été utilisés à des fins thérapeutiques comme purgatifs, désinfectants et astringents. Il peut être absorbé par la peau et les muqueuses, ce qui entraîne un empoisonnement au mercure. [11]

I.1. 7.1. Propriétés chimiques :

Le mercure (Hg) se trouve dans l'air, l'eau et le sol et existe sous trois formes : le mercure élémentaire ou métallique (Hg₀), le mercure inorganique (Hg⁺, Hg²⁺) et le mercure organique (généralement méthylmercure ou éthylmercure). Le mercure élémentaire est liquide à température ambiante et peut être facilement évaporé pour produire de la vapeur. La vapeur de

L'étude bibliographique

mercure est plus dangereuse que la forme liquide. Les composés organiques du mercure tels que le méthylmercure (Me-Hg) ou l'éthylmercure (Et-Hg) sont plus toxiques que les composés inorganiques. L'ordre de toxicité croissante lié aux différentes formes de mercure est défini comme $Hg^0 < Hg^{2+}, Hg^+ < CH_3-Hg$. [12]

1.1. 7.2. Effet du mercure sur l'homme et l'environnement :

Le mercure est reconnu depuis longtemps comme un métal toxique ayant des effets cumulatifs sur tous les organismes vivants. Sous forme minérale, le mercure métallique est peu toxique car il a un faible taux d'absorption au niveau de l'estomac et des intestins, soit 15 %, mais conduit à la formation de composés organiques qui sont absorbés à 90 % par voie intestinale.

Les sels de mercure sont très toxiques, notamment le chloromercure, avec une dose létale de 0,15 à 0,5 g/l. L'arylmercure a la plus faible biotolérance dans les systèmes biologiques, tandis que l'alkylmercure, avec une demi-vie biologique d'environ soixante-dix (70) jours, reste le plus dangereux pour l'homme et l'environnement.

Leur présence dans l'eau est préoccupante en raison de leur accumulation dans les organismes aquatiques tout au long de la chaîne alimentaire. Un cas particulier est le méthylmercure, qui est plus toxique et bioaccumulable que le mercure pur.

L'absorption de mercure sous forme de méthylmercure sous la forme de 4 µg/kg de poids corporel par jour peut provoquer des troubles neurologiques irréversibles chez les sujets présentant une susceptibilité individuelle spécifique. L'intoxication chronique au mercure se manifeste principalement par des stomatites, des lésions intestinales, une perforation gastrique, des modifications de l'ADN, des troubles nerveux, rénaux et visuels, des convulsions, une albuminurie, un dysfonctionnement cérébral et éventuellement un empoisonnement au mercure. [13]

I.2. Généralités sur Les charbons actifs et les phénomènes d'adsorption

I.2.1. Introduction :

Pour choisir le meilleur procédé d'élimination ou de réduction des polluants dans l'eau, il est important de comprendre leur forme et leur nature. La pollution organique et métallique de l'eau peut être éliminée de différentes manières, y compris la réduction de l'oxydation puis la précipitation, l'échange d'ions et l'adsorption sur les matériaux solides. Cette dernière est la

L'étude bibliographique

méthode la plus couramment utilisée car elle est plus efficace et évite la pollution par les produits secondaires. [14]

Une section bibliographique est consacrée à l'étude de l'adsorption, des matériaux adsorbants utilisés pour éliminer les polluants minéraux de l'eau, ainsi que des mécanismes et des principaux paramètres qui affectent le processus d'adsorption. Enfin, diverses relations qui ont été utilisées pour étudier les mécanismes d'adsorption sont rappelées.

I.2.2. Définition de Charbon actif :

Selon le Conseil européen des fédérations de l'industrie chimique (CEFIC), les charbons actifs sont des produits carbonés dotés d'une structure poreuse qui présente une surface de contact interne extrêmement large.

Ces matériaux sont appelés adsorbants car ils ont la capacité d'adsorber une variété de substances sur leurs surfaces internes.

Dans son sens le plus large, le charbon actif fait référence à un vaste éventail de matières carbonées amorphes avec une très grande porosité et une aire de surface inter particulaire considérable.

Ces caractéristiques confèrent au charbon actif une grande capacité d'adsorption. Dans les filières d'eau, ce processus physico chimique est utilisé pour fixer les substances difficiles à éliminer par le traitement classique et pour éliminer les substances humiques (reposant de couleur), les goûts, les odeurs, les phénols et les crésols, ainsi que plusieurs substances toxiques non biodégradables. [15]

I.2.3. Différentes formes du charbon actif :

Le classement en général se fait à partir de la taille et de la forme des particules de charbon. Dans le cas le plus commun, La particule peut se présente sous forme de poudre, de grain, ou de fibres. [16]

I.2.3.1. Le charbon actif en poudre CAP :

Disposé dans l'eau (par agitation) dans laquelle il se maintient en quasi suspension et agit en qualité d'adsorbant. A la fin du traitement il est souvent éliminé dans des décanteurs. Le CAP présente l'avantage de permettre un surdosage en cas de pollution de pointe et d'avoir une cinétique d'adsorption très rapide car une grande surface étant directement accessible.



Figure I.2. 3.1 : Le charbon actif pulvérulent CAP

I.2. 3.2. Le charbon actif en grain CAG :

Employé sous forme de lit filtrant permettant d'utiliser dans un même ouvrage les propriétés filtrante et adsorbant du charbon. La performance de ces filtres dépend de leurs profondeurs et du taux d'échange. Son inconvénient est qu'il est pratiquement impossible à régénérer. Sa mise en œuvre est simple et nécessite des coûts d'investissement peu coûteux. [13]



Figure I.2.3.2 : Le charbon actif en grain CAG

I.2.3.3. Charbon actif sous forme de fibre (CAF) :

Les charbons actifs en fibre sont des composés sont préparés à partir de tissus synthétiques ou fabriqués à partir de fibres végétales (par exemple à partir de rayonne tissée), carbonisés à haute température puis activés. Ils possèdent des structures microporeuses très développées, une surface spécifique très élevée pouvant atteindre $2000 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$ et sont facilement manipulables. [17-18].

I.2. 4. Le choix de la matière première :

Les charbons actifs (CA) sont des matériaux de carbone poreux produits à partir de matières premières végétales ou minérales par activation chimique ou physique.

La production d'un charbon actif. N'importe quel produit bon marché ayant un taux élevé de carbone et de faibles taux en composés inorganiques peut être utilisé comme source de matière

L'étude bibliographique

première. Cependant, l'utilisation des CA en traitement des eaux fait appel à plusieurs qualités de produits pour répondre aux différentes applications. Ces qualités varient selon la matière première.

Les principales sources sont le bois, la noix de coco, le lignite et la tourbe. Une grande partie des efforts de recherche actuels portent sur la possibilité d'utiliser de nouveaux précurseurs de CA comme des co-produits agricoles (noyaux de fruits ou d'olives, coquilles d'amandes ...) ou des « déchets » industriels (bouteilles d'eau, pneus ...). [19]

I.2.5. Préparation des charbons actifs :

Des conditions de carbonisation et du mode d'activation utilisée. Le processus de carbonisation est normalement réalisé dans une atmosphère inerte à des températures inférieures à 800 °C. Il a comme objectif l'élimination des composés volatils pour donner un matériel carboné avec une structure poreuse rudimentaire appelé carbonisat. Cette structure poreuse est ensuite développée dans la phase d'activation. Les méthodes utilisées pour réaliser l'activation sont classées en deux grands types : l'activation physique et l'activation chimique. [19]

I.2.5.1. La carbonisation :

Un autre procédé doit être appliqué aux déchets de produits agricoles afin de convertir la matière organique en graphite. Ceci est réalisé par une phase de « carbonisation ». Le terme « carbonisation » désigne la décomposition thermique de matières organiques carbonisées dans une atmosphère inerte ou dans un vide. Dans lequel un échantillon est chauffé à des températures élevées – entre 400 et 800 °C – pour produire un solide amorphe riche en carbone. La vitesse à laquelle la température est augmentée pendant la carbonisation est généralement suffisamment élevée pour minimiser le contact entre les produits carbonisés et volatils. Enfin, le processus de carbonisation implique la modification des matériaux de départ comme suit :

- enrichissement du carbone et perte de composés de phase de vapeur ; à ce stade, les atomes d'hélium et d'oxygène. [20]

I.2.5.2. L'activation :

I.2.5.2.1. L'activation physique :

En générale l'activation physique implique la carbonisation à 400-600°C afin d'éliminer la majeure partie de la matière volatile, suivi par gazéification partielle réalisée entre 800 et 1000°C en présence d'un agent oxydant gazeux. Les gaz principalement utilisés (dioxyde de

L'étude bibliographique

carbone, vapeur d'eau ou mélange des deux). L'utilisation du dioxyde de carbone comme agent oxydant favorise le développement de la microporosité alors que la vapeur d'eau favorise une porosité à la dimension plus large.

1.2.5.2.2. L'activation chimique :

Contrairement au cas précédent, elle consiste à imprégner le matériau de départ avec une solution concentrée d'agent très oxydant et/ou déshydratant. Parmi les réactifs utilisés on a : le chlorure de zinc ($ZnCl_2$) l'acide phosphorique (H_3PO_4) et l'acide sulfurique (H_2SO_4).

La carbonisation et l'activation proprement dite sont réunies en une seule étape. Elle ne nécessite qu'un seul traitement thermique à des températures comprises entre 400 et 800 °C à l'abri de l'air, le résidu est ensuite lavé et séché. [21]

1.2.6. Les propriétés du charbon actif :

1.2.6.1. Structure poreuse d'un charbon actif :

Les caractéristiques poreuses telles que la surface, le volume et la distribution de la taille des pores sont fortement liées aux capacités d'adsorption élevées du charbon actif. La structure poreuse du charbon actif a été formée par carbonisation et activation chimique ou physique. La taille et la structure des pores sont fortement influencées par la nature de la matière première et le processus d'activation. Les micropores, les mésopores et les macropores sont les trois catégories proposées par les chercheurs comme l'indique le tableau et la figure ci-dessous :

Tableau I.2.6.1 : Classification de porosité [21]

Type de pores	Rayon (nm)	Surface spécifique (m ² /g)	Volume massique (ml/g)
Micropores	< 2	600-1500	0.2 – 0.6
Mésopores	2 – 50	20-70	0.02 – 0.1
Macropores	> 50	0.5-2	– 0.8

1.2. 6.2. Chimie de surface d'un charbon actif :

La structure poreuse et la chimie de surface du charbon actif déterminent ses propriétés. Lorsque la quantité de groupes de surface oxygénés augmente, la surface d'un charbon peut être soit hydrophobe (surface propre), soit hydrophile (surface modifiée). Le charbon actif est supposé être un bon adsorbant seulement pour les composés non polaires en raison de sa nature hydrophobe. Mais la présence de cendres et d'hétéroatomes permet également l'adsorption des

L'étude bibliographique

molécules polaires par le charbon actif. L'oxygène, l'hydrogène, l'azote, le phosphore, le soufre et les halogènes sont les hétéroatomes principaux de la structure du charbon actif. Les propriétés superficielles du charbon actif sont plus affectées par ces hétéroatomes que par les composés de cendres inorganiques. Le précurseur, l'agent d'activation et les processus de carbonisation/activation peuvent être la source des hétéroatomes. L'hétéroatome le plus influent du charbon actif sur son comportement de surface, sa mouillabilité et ses propriétés électriques ou catalytiques est l'oxygène. Boehm a effectué de nombreuses recherches sur la présence d'oxygène à la surface du charbon actif sous la forme de groupes fonctionnels : (a) acide carboxylique, (b) anhydride carboxylique, (c) lactone, (d) lactol, (e) hydroxyle, (f) carbonyle, (g) quinone et (h) type d'éther (xanthène).³

Les groupes faiblement acides sur la surface du charbon actif sont des groupes carboxyle, lactone et hydroxyle de caractère phénolique. [22]

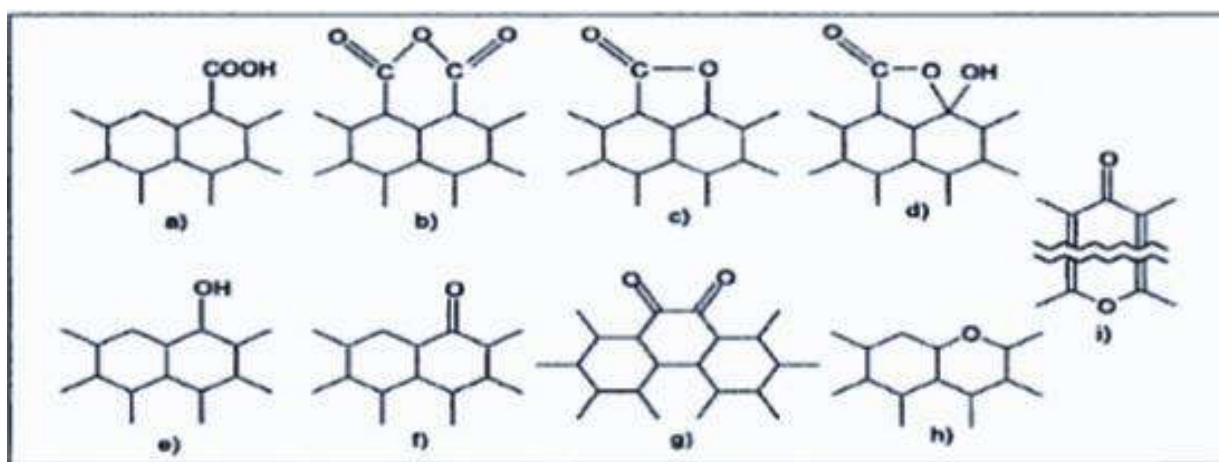


Figure I.2.6.2 : Structures des fonctions de surface dans le charbon actif, d'après Boehm. [22]

1.2. 7. Caractéristiques physiques et chimiques :

Les qualités d'adsorption des charbons actifs sont déterminées par leurs caractéristiques physiques et chimiques c'est-à-dire surface spécifique et distribution poreuse mais aussi par la composition chimique de leur surface. Ils permettent de déterminer les conditions d'utilisation du charbon actif. Afin de mieux définir ses propriétés, différentes techniques analytiques ont été développées. [23]

1.2. 7.1. La granulométrie :

C'est la mesure de la dimension des grains du charbon actif. Il est bien évident que tous les grains d'une certaine qualité du charbon n'ont pas la même dimension. Ainsi il est indisponible de faire l'étude statistique des dimensions des grains du charbon actif. La granulométrie

L'étude bibliographique

consiste à peser un échantillon après séchage, ensuite par tamisage sur un empilement de tamis normalisés. On note le poids des matériaux qui ont traversé chaque tamis dont la maille est inférieure à la maille du tamis considéré, on exprime ce poids en pourcentage du poids de matériaux utilisés pour l'analyse.

1.2. 7.2. La dureté :

Exprime la résistance du charbon actif à l'abrasion, au tassement, à l'attrition et aux vibrations. C'est un facteur important dans le design du système de traitement et sa durée de vie puisqu'il permet d'évaluer la formation de fines (poussières) nuisibles au fonctionnement des installations (colmatage du lit, dépôt dans les vannes et tuyaux...). Il dépend de la matière première et du niveau d'activation. [24]

1.2. 7.3. Teneur en cendres :

La teneur en cendres est cruciale car elle peut entraver la formation du charbon. La quantité de cendres de charbon actif utilisée pour traiter l'eau doit être la plus faible possible, surtout si l'eau est harsh et ne pas dépasser 10 %.

1.2. 7.4. Teneur en humidité :

La relation entre le poids de l'eau contenue dans le charbon actif et le poids du même matériau sec est appelée taux d'humidité. [25]

1.2. 8. Les applications des charbons actifs :

L'utilisation du charbon actif est répartie en différents domaines comme :

- ✚ Gestion des eaux potables et des eaux résiduaires.
- ✚ L'épuration des produits industriels.
- ✚ Le charbon actif est utilisé pour éliminer les couleurs et les impuretés des produits bruts, comme le sucre de canne or de betterave.
- ✚ Le charbon actif est utilisé dans l'équipement d'air conditionné et pour éliminer les odeurs d'égouts et d'émanations chimiques.
- ✚ Les filtres à charbon actif de certaines voitures fixent l'émanation d'hydrocarbures imbrûlés qui s'échappent des véhicules à l'arrêt.
- ✚ L'utilisation du charbon actif dans le traitement des eaux usées s'est développée ces dernières années en raison de ses qualités d'adsorbant et de la capacité des bactéries à s'y fixer à purifier l'eau.

L'étude bibliographique

✚ Le charbon actif est utilisé dans une variété d'applications, y compris la gestion des eaux potables et résiduaires. [26]

I.2. 9. Définition de L'adsorption :

L'adsorption est définie comme l'enrichissement en composants à proximité d'une interface ou l'augmentation de la densité d'un fluide (liquide ou gaz). Le solide sur lequel l'adsorption a lieu est appelé l'adsorbant et le fluide sur lequel l'adsorbat est adsorbé et appelé l'adsorbant. L'adsorption est un phénomène physico-chimique qui provoque un changement de concentration à l'interface de surface de deux phases non miscibles. [27]

I.2. 9.1. Différents types d'adsorption :

L'interaction entre adsorbat et adsorbant permet de définir deux types d'adsorption, la physisorption et la chimisorption, qui se distinguent par la chaleur d'adsorption, la vitesse, la réversibilité et la spécificité. [13]

I.2. 9.1.1. L'adsorption physique (physisorption) :

Ce type d'adsorption résulte de l'établissement d'un échange de forces de faible énergie entre la surface du solide et les molécules proches de la surface. Dans ce cas, la rétention est le résultat des liaisons électrostatiques de type Van Der Waals. D'un point de vue énergétique, l'adsorption physique se produit à basse température avec une énergie maximale de 10 Kcal.mol⁻¹. Elle correspond à un processus réversible (équilibre dynamique d'adsorption et de désorption) et n'entraîne pas de modification de l'identité chimique de la molécule adsorbée. Dans un tel cas d'adsorption, le temps de rétention de l'adsorbant est court et la surface de l'adsorbant peut être recouverte de nombreuses couches moléculaires du produit adsorbé.

I.2. 9.1.2. L'adsorption chimique (chimisorption) :

Dans ce cas, l'adsorption est due à la formation d'une liaison chimique covalente plus stable entre l'adsorbant et la surface de l'adsorbant. Par rapport à la première méthode, la chimisorption se distingue par son énergie d'adsorption plus élevée (2 à 100 Kcal mol⁻¹ contre quelques (Kcal mol⁻¹) et par l'immobilisation irréversible du réactif Adsorption sur des sites d'adsorption bien spécifiques. Il est également favorisé à des températures élevées. Dans ce type d'adsorption, le temps de rétention est long et seule la première couche liée à la surface de l'adsorbant est adsorbée chimiquement, les couches restantes, le cas échéant, sont retenues par adsorption physique. Il est également important de noter que l'adsorption constitue la première étape des réactions nécessitant l'utilisation d'un catalyseur solide. Ce phénomène pourrait alors jouer un rôle important dans la cinétique des réactions chimiques. [28]

L'étude bibliographique

I.2. 10. Mécanisme d'adsorption :

D'une façon générale, le processus d'adsorption sur un matériau adsorbant poreux se déroule essentiellement en quatre étapes, figure II.10.1.

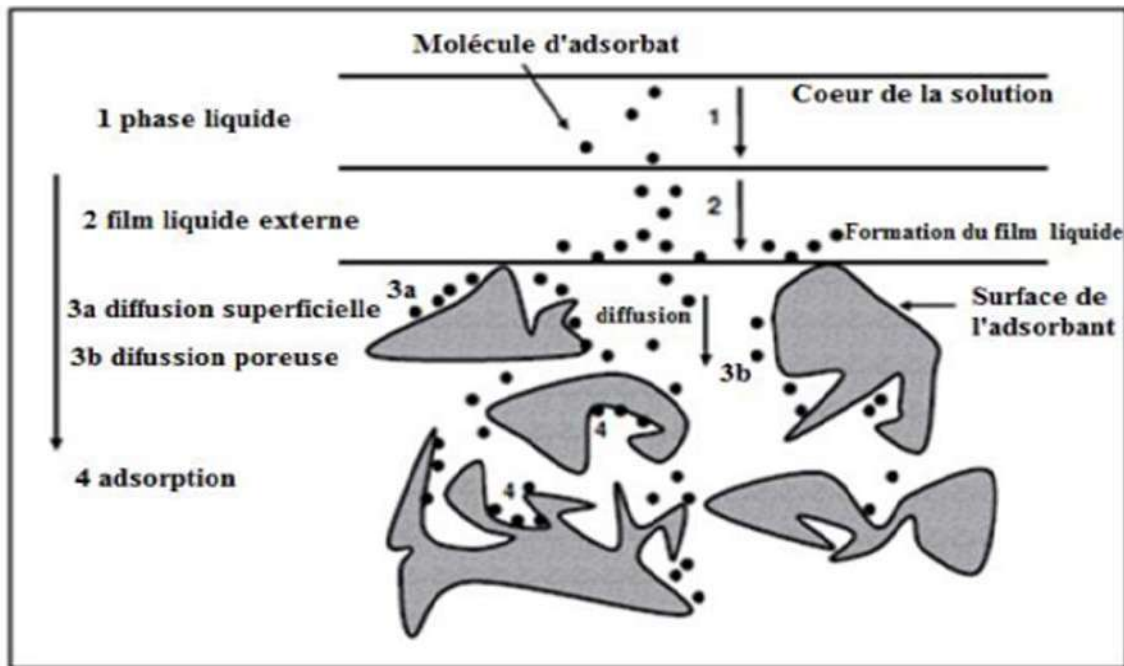


Figure I.2.10.1 : Etapes de transfert d'un adsorbant lors de son adsorption sur un adsorbant poreux

I.2.10.1. Transport : des solutés de la solution jusqu'à la couche limite ou film superficiel qui entoure la particule de l'adsorbant,

I.2.10.2. Diffusion externe : (la diffusion de film) est le transfert de la solution, à travers la couche limite, vers la surface extérieure de l'adsorbant. Cette étape est relativement rapide,

I.2.10.3. Diffusion interne : (intra-particule) est le transfert des molécules du contaminant de la surface extérieure vers l'intérieur de l'adsorbant. Cette étape dépend essentiellement de la taille et de la forme des pores. Ce transfert de l'adsorbant peut avoir lieu par diffusion poreuse, qui est la diffusion moléculaire du soluté dans des pores remplis de fluide, ou par diffusion superficielle qui est le déplacement de la molécule de l'adsorbant tout le long de la surface interne des pores. La diffusion à travers le port est observée dans les macropores tandis que la diffusion surfacique se fait dans les micropores.

I.2.10.4. Adsorption : qui correspond à la fixation des molécules d'adsorbant sur la surface interne de l'adsorbant. Cette étape est l'adsorption proprement dite (réaction de surface). C'est lors de cette étape que s'établissent les liaisons d'interaction adsorbant-adsorbant. La cinétique globale de l'adsorption est contrôlée par l'étape la plus lente et d'après de nombreux auteurs

L'étude bibliographique

cette cinétique est souvent gouvernée par la diffusion dans le film ou la diffusion intraparticulaire. [29]

I.2. 11. Les Facteurs influençant l'adsorption :

L'équilibre d'adsorption entre un adsorbant et un adsorbé, dépend de nombreux facteurs. Les principaux facteurs influençant l'adsorption sont :

I.2. 11.1. Facteurs liés à l'adsorbant :

Pour déterminer si un contaminant est adsorbé et dans quel ordre de grandeur, les propriétés suivantes de l'adsorbant doivent être prises en compte :

a) Surface spécifique : L'adsorption lui est proportionnelle. La dépendance de la cinétique d'adsorption à la taille de la surface externe des particules est à la base de l'utilisation du charbon actif. Cette surface totale peut être augmentée par broyage du solide qui multiplie sa porosité totale.

b) Répartition des pores : La répartition de la porosité ou porosité est liée à la répartition en taille des pores. Il reflète la structure interne de l'adsorbant microporeux.

c) Nature de l'adsorbant : Les adsorbants peuvent être classés comme suit : Adsorbants apolaires, ont plus d'affinité pour les substances apolaires (charbon, graphite, talc, etc.). L'adsorbant polaire, l'adsorbant électrolytique, en l'occurrence l'adsorption sélective. Parmi ces adsorbants polaires figurent le gel de silice et diverses argiles.

I.2. 11.2. Facteurs liés à l'adsorbé :

L'adsorption est également affectée par la structure chimique des solutés. Les propriétés suivantes de l'adsorbant doivent être prises en compte :

a) Solubilité : Selon la règle de Lundenius : "moins une substance est soluble dans un solvant, mieux elle sera adsorbée". Selon la loi de Traube, l'adsorption d'une solution aqueuse augmente lorsqu'elle passe à travers une série d'homologues.

b) Polarité : En règle générale, les solides polaires adsorbent préférentiellement d'autres objets polaires. D'autre part, les solides non polaires adsorbent préférentiellement les substances non polaires et l'affinité pour le substrat augmente avec la masse moléculaire de l'adsorbé.

c) Nature de l'adsorbant : Pour une bonne adsorption, il faut d'abord qu'il y ait une affinité entre le solide et le soluté. [30]

L'étude bibliographique

I.2. 11.3. Facteurs liés aux conditions opératoires :

- pH.
- Température du milieu.
- Vitesse de mélange du milieu réactionnel.
- Compétition entre les espèces présentes dans le milieu.
- Temps de contact entre adsorbant et adsorbant.
- Force ionique. [2]

I.2. 12. Isotherme d'adsorption :

Dans l'étude de l'adsorption solide-liquide, Giles et Coll se sont basés sur la forme et *la pente* initiale des isothermes d'adsorption pour les regrouper en 04 classes Figure II.12.

Classe	S	L	H	C
Sous-groupe				
1				
2				
3				
4				
MAX				

Figure I.2.12 : Classification des isothermes d'adsorption d'après Giles et Coll.

• **Type S (dit sigmoïdale)** : les isothermes de cette classe présentent, à faibles concentrations, une cavité tournée vers le haut. Ce type se rencontre lorsque les molécules du soluté ne s'accrochent au solide que par l'intermédiaire d'un seul groupement, et l'adsorption du solvant est appréciable, du fait que l'adsorption devient progressivement plus facile lorsque la quantité adsorbée croît, il existe un effet de synergie coopératif ; les molécules adsorbées facilitent l'adsorption des autres molécules à cause de l'attraction latérale, ceci donne une couche adsorbée dans laquelle les molécules sont orientées verticalement. Cet arrangement est favorisé lorsque le solvant rivalise avec le soluté pour l'occupation des sites d'adsorption.

L'étude bibliographique

• **Type L (dit de Langmuir normal)** : les isothermes relatives à ce type présentent à faible concentrations une concavité tournée vers le bas, ce qui suggère une saturation progressive du solide, l'adsorption devient plus difficile lorsque le degré de recouvrement augmente. Ce comportement se rencontre lorsque l'adsorption du solvant est faible et les molécules sont adsorbées horizontalement ce qui minimise leurs attractions latérales ;

• **Type H (dit de haute affinité)** : les isothermes de cette classe ne commencent pas à l'origine, mais à une valeur positive et la pente initiale, est dans ce cas, très élevée en raison de la haute affinité entre l'adsorbant et l'adsorbat. Ces isothermes s'obtiennent lors de l'adsorption de micelles ou polymères ou lorsqu'il y a chimisorption du soluté. Ce mécanisme n'est probable que si l'affinité pour le solvant est beaucoup moindre que celle du soluté. Ainsi dans ce type d'adsorption, il n'y a pas de compétition entre le solvant et le soluté sur les sites adsorbés. L'adsorption du soluté dans les pores du solide produit vraisemblablement une dilatation de ceux-ci, ce qui permet à d'autres molécules de pénétrer. De nouveaux sites d'adsorption sont exposés au fur et à mesure que l'adsorption s'effectue ;

• **Type C (dit de partition constante)** : les isothermes de cette classe sont des droites passant par l'origine ce qui signifie qu'il y a compétition entre le solvant et le soluté pour occuper les sites avec un partage constant jusqu'à un palier. La linéarité montre que le nombre de sites libres reste constant au cours de l'adsorption. En effet, les sites sont créés au cours de l'adsorption ce qui implique que les isothermes de cette classe sont obtenus quand les molécules de soluté sont capables de modifier la texture du substrat en ouvrant des pores qui n'ont pas été ouverts préalablement par le solvant. Ce type concerne surtout les molécules flexibles pouvant pénétrer dans les pores pour y déplacer le solvant. Une autre interprétation possible des données expérimentales consiste à tracer le coefficient de distribution $K_d = q_e/C_e$ en fonction de q_e , en échelle linéaire ou logarithmique, notamment quand les expériences sont effectuées à plusieurs ordres de grandeur de concentration. Le tracé de K_d en fonction de q_e présente :

- Une pente positive pour le type « S » à faibles concentrations ;
- Une pente négative presque constante pour les isothermes de type « L » ;
- Une pente négative décroissante pour le type « H » ;
- Une horizontale pour le type « C ». [13]

L'étude bibliographique

I.2. 13. Classification des isothermes d'adsorption :

I.2. 13.1. Modélisation des isothermes d'adsorption :

L'adsorption du soluté est généralement limitée à la monocouche. En effet, les interactions solide-soluté sont suffisamment fortes pour concurrencer avec succès les interactions solide-solvant dans la monocouche. Mais ce n'est plus le cas dans les cours ultérieurs. Cependant, une adsorption de soluté multicouche est observée dans certaines circonstances, en fonction de la géométrie des isothermes établies et du fait que la surface spécifique est évaluée à partir de l'hypothèse hypothétique d'une monocouche est trop faible. Une telle isotherme est une courbe qui représente la relation entre la quantité d'adsorption par unité de masse de solide et la concentration de la phase liquide. [31]

I.2. 13.1.1. Isotherme d'adsorption de Langmuir :

Ce modèle empirique (Langmuir, 1916a et Langmuir, 1916b) est un des modèles les plus utilisés dans la littérature pour les phénomènes d'adsorption en phase liquide (Ho et al., 1998 Caqueret et al., 2008 ; Hameed et al., 2009). Ce modèle est basé sur les hypothèses suivantes :

- la surface est énergiquement homogène,
- le nombre de sites accessibles sur la surface adsorbante est fixe,
- tous les sites d'adsorption ont la même énergie,
- l'adsorption est réversible,
- l'adsorption s'effectue en mode monocouche, ce qui signifie que chaque site d'adsorption fixe uniquement une molécule d'adsorbat,
- il n'existe aucune interaction latérale entre les molécules d'adsorbat. L'expression mathématique du modèle de Langmuir est donnée par l'équation (1).

$$Q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (\text{I.2. 13.1.1})$$

Avec

Q_e : la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g),

C_e : la concentration de la solution à l'équilibre (mg/L),

Q_m : la quantité adsorbée nécessaire pour former une monocouche (mg/g),

L'étude bibliographique

KL : la constante de Langmuir liée à la chaleur d'adsorption en (L/mg).

D'où la forme linéaire correspondante suivante :

I.2. 13.1.2. Isotherme d'adsorption de Freundlich :

Ce modèle (Freundlich, 1906) a été utilisé avec succès pour ajuster les données expérimentales de nombreux systèmes liquide-solide. Il s'applique aux surfaces adsorbantes hétérogènes et exprime une adsorption en mode multicouche (Sheindorf et al., 1981 ; Sarkar et al., 2007).

La formule empirique du modèle de Freundlich est donnée par l'équation (2).

$$Q_e = k_f C_e^{1/n} \quad (\text{I.2. 13.1.2})$$

Avec

Q_e : la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g),

C_e : la concentration de la solution à l'équilibre (mg/L)

$k_f \left(\frac{\text{mg}^{1-\frac{1}{n}}}{\text{L}^n} \right) / \text{g}$ et n : les constantes caractéristiques d'un couple adsorbat-adsorbant. [29]

I.2.14. Cinétique d'adsorption :

L'équilibre thermodynamique entre l'adsorbant en phase liquide et l'adsorbant immobilisé sur le solide est atteint à une vitesse qui dépend non seulement des vitesses de diffusion des constituants dans l'adsorbant et dans le liquide, mais aussi de l'interaction de l'adsorbant. L'étude de l'adsorption d'un composé sur l'adsorbant permet d'examiner l'effet du temps d'exposition sur sa rétention. Cette étude est réalisée pour déterminer la quantité fixe de l'adsorbant sélectionné (ion mercure) depuis son exposition jusqu'à l'atteinte de l'équilibre dynamique. La concentration du micro-contaminant, la masse de l'adsorbant et les flacons étaient tous identiques. Des échantillons ont été prélevés à des intervalles de temps bien définis. [32]

I.2. 14. 1. Les modèles cinétiques d'adsorption :

Actuellement, il n'existe pas de théorie générale pour expliquer le phénomène d'adsorption. Cependant, plusieurs modèles partiels ont été proposés par différents auteurs pour des conditions statiques ou dynamiques. Les études cinétiques permettent de déterminer le

L'étude bibliographique

temps d'équilibre d'adsorption en fonction de l'adsorbant utilisé à certaines conditions opératoires et d'en déduire les caractéristiques énergétiques des déplacements moléculaires et des réactions à proximité ou sur la surface de l'adsorbant. Dans la littérature, il existe plusieurs modèles décrivant la cinétique de ce phénomène, mais nous citerons quatre modèles cinétiques dans notre travail : modèle pseudo-premier ordre, modèle pseudo-quadratique, et modèle pseudo-quadratique.

1.2. 14.1.1. Modèle cinétique du pseudo premier ordre :

Un modèle de pseudo-premier ordre ou modèle de Lagergren a été établi pour le procédé d'adsorption en phase liquide. Dans ce modèle, on suppose que le taux d'adsorption à l'instant t est proportionnel à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre Q_e et la quantité de Q_t adsorbée à cet instant et l'adsorption est favorable à l'inverse. En d'autres termes, ce modèle ne s'applique qu'aux premières minutes du processus d'adsorption. Selon ce modèle, l'adsorption est plus rapide lorsque le système est loin de l'équilibre. Ce modèle est exprimé sous la forme différentielle suivante :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (\text{I.2. 14.1.1})$$

Avec :

k_1 : C'est la constante de vitesse pour une cinétique de pseudo premier ordre (min^{-1}).

q_e : C'est la capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g).

q_t : C'est la capacité d'adsorption au temps t (mg/g).

L'intégration de l'équation (I.2. 14.1.1) pour les conditions aux limites :

($q_t = 0$ à $t = 0$, et $q_t = q$ à $t = t$), nous donne l'équation (I.2. 14.1.1) :

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} t$$

Les paramètres cinétiques de ce modèle peuvent être obtenus en traçant la droite :

$$\log(q_e - q_t) = f(t) \quad (\text{I.2. 14.1.1})$$

La pente de cette droite est :

$$\left(-\frac{k_1}{2,303}\right) \quad (\text{I.2. 14.1.1})$$

L'étude bibliographique

I.2. 14. 1.2. Model pseudo-second ordre :

Le modèle pseudo-quadratique suggère l'existence d'un processus de chimisorption, tel qu'un échange d'électrons entre la molécule d'adsorbant et l'adsorbant solide. Il est représenté par la cinématique d'un modèle pseudo-quadratique qui peut s'exprimer par la relation de :

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_2(Q_e - Q_t)^2 \quad (\text{I.2. 14. 1.2})$$

L'intégration de l'équation (2.5) entre les instants initiaux et finaux (à $t=0$, $q_t = 0$), on obtient la relation suivante :

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 Q_e^2} + \frac{1}{Q_e} t$$

Avec :

Q_e : La capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g).

Q_t : La capacité d'adsorption à l'instant t (mg/g).

T : Temps de contact (min)

k_2 : La constante de vitesse Les paramètres cinétiques du modèle, notamment la constante de vitesse k_2 et la capacité d'adsorption à l'équilibre Q_e (mg/g), peuvent être obtenues en représentant la droite :

t / Q_t f(t), où $1/Q_e$ est la pente de cette droite.

Les équations pseudo-quadratique sont souvent utilisées avec succès pour décrire la cinétique de la réaction d'immobilisation du contaminant sur l'adsorbant. Le modèle quadratique suppose la capacité de caractériser la cinétique d'adsorption en prenant en compte à la fois les cas de fixation rapide sur les sites les plus réactifs et le cas de fixation lente sur les sites à faible énergie. Ce modèle est basé sur les hypothèses suivantes :

- L'adsorption se fait localement et il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées,
- Le taux de désorption est négligeable par rapport à l'adsorption,
- Le maximum d'adsorption correspond à la formation d'une monocouche d'adsorbant à la surface de l'adsorbant. [33]

L'étude bibliographique

I.2. 15. Les adsorbants :

Théoriquement, tous les solides sont des adsorbants. Dans l'industrie, les solides les plus couramment utilisés sont le charbon actif, les zéolithes, le gel de silice et l'aluminium activé. La capacité d'adsorption exceptionnellement élevée de ces matériaux est en partie liée à leur structure poreuse très développée et à leur grande surface spécifique. [2]

I.2. 16. Les applications de l'adsorption :

De nombreuses applications techniques du procédé d'adsorption dérivent de trois caractéristiques qui le distinguent des autres procédés de séparation, à savoir :

- Retient les très petites particules, comme les colloïdes.
- La rétention d'ingrédients à très faible concentration, telles que des impuretés ou des molécules et ions métalliques, qui confèrent au produit une couleur, une odeur ou un goût désagréable, voire une toxicité.
- La sélectivité de l'adsorbant pour certains composants mixtes. Parmi les applications figurent.
- Gaz de séchage, de raffinage et de désodorisation.
- Nettoyage liquide, notamment traitement de l'eau potable L'élimination des contaminants dans les eaux usées industrielles ou alimentaires.
- Récupération du dioxyde de carbone (CO₂) des fumées industrielles. [34]

MATERIEL ET
METHODES

Matériel et Méthode

II. Matériels et méthodes :

II.1. Introduction :

L'objectif de notre travail est élimination des ions de mercure Hg^{+2} dans un milieu aqueux par deux charbons actifs préparés à partir des tiges des roseaux (CAT) et des racines des roseaux (CAR) ainsi que la détermination de L'influence du quelques paramètre sur la capacité d'adsorption du polluant comme les effets da masse des charbons actifs, du temps de contact, la concentration initiale, la température et le pH.

Ce travail a été réalisé au laboratoire de Biogéochimie des Milieux Désertiques de la faculté des sciences de l'université d'Ouargla et Le CRAPC de Ouargla.

Les différentes étapes d'éliminations des ions de mercure dans les 'eaux par charbon actif à base des roseaux sont récapitulés dans l'organigramme suivant :

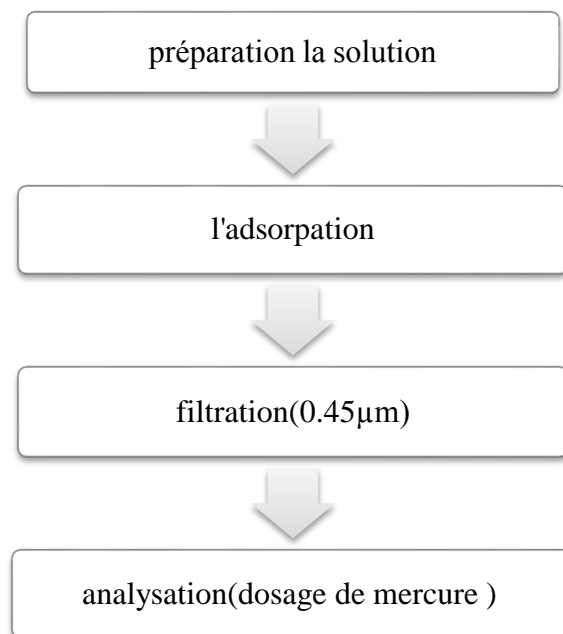


Figure II .1: Organigramme d'élimination des ions de mercure dans les eaux par charbon actif à base des roseaux

Matériel et Méthode

II.2. Matériaux utilisés :

Sulfate de Mercure :

- ✓ Formule générale : HgSO_4
- ✓ Nom : sulfate de mercure
- ✓ La masse molaire : $M=296.65\text{g/mol}$
- ✓ Densité : 6.47g/cm^3
- ✓ La couleur : cristaux blancs
- ✓ Odeur : Inodore
- ✓ Point d'ébullition : $450\text{ }^\circ\text{C}$



Figure II.2.1 : sulfate de mercure

Acide chlorhydrique :

- ✓ Formule générale : HCl
- ✓ Nom : Acide chlorhydrique
- ✓ La masse molaire : $M = 36.458\text{ g/mol}$,
- ✓ Densité liquide : 1.19
- ✓ La concentration : (0.1N).



Figure II.2 .2: acide chlorhydrique

Hydroxyde de sodium :

- ✓ Formule générale : NaOH
- ✓ Nom : hydroxyde de sodium
- ✓ Masse molaire : 40g/mole
- ✓ Densité : 2.13 g/cm
- ✓ La couleur : blanc
- ✓ Odeur : Inodore.
- ✓ Concentration : (0.1N)



Figure II.2 .3: Hhydroxyde de

-Charbon actif de tiges des roseaux



Figures II.2.5 : Charbon actif de tiges des roseaux

-Charbon actif de racines des roseaux



Figures II.2.4 : Charbon actif de racines des roseaux

Matériel et Méthode

- **Caractéristique de charbon actif des plantes des roseaux**

Tableau II.2 : Caractéristique de charbon actif des plantes roseaux

	Racines CAR700	Tiges CAT700
Granulométrie	Dp= 1mm>d>0.5mm	Dp= 1mm>d>0.5mm
Densité	0,204 %	0,194 %
Taux de cendres	1,04 %	0,87 %
Taux d'humidité	2,34 %	2,94 %
Surface spécifique m ² /g	483,929	556,519

II.3. Matériels utilisés :

- ✓ Bêchers.
- ✓ Fioles de jaugées (1L, 500ml).
- ✓ Pissette.
- ✓ Etuve.
- ✓ Verre à montre.
- ✓ Barreau aimanté.
- ✓ Spatule.
- ✓ Pipette graduée (10ml).
- ✓ Flacon.
- ✓ Balance électrique.



Figures II.3.1 : Balance électrique

Filtre à seringue 0.45µm.



Figure II.3.2: Filtre à seringue 0.45µm

- ✓ Analyseur de mercure

- **Fiche technique sur l'analyseur de mercure :**

Analyseur de mercure basé sur la technique de la vapeur froide par fluorescence atomique comme méthode de détection à haute sensibilité.

- Grande capacité de détection par enrichissement simple ou en cascade.
- Limite de détection ≤ 1 ppt (sans enrichissement), ≤ 0.1 ppt (avec enrichissement).
- Gamme de mesure : 1ng/L-100µg/L.
- Haut niveau d'automatisation en combinaison avec un passeur automatique.

Matériel et Méthode

II.4. Techniques expérimentales :

II.4.1. Préparation des solutions :

II.4.1.1 Solution de $HgSO_4$.

Une solution de $HgSO_4$ de concentration $1000\mu g/l$ préparée dans laboratoire (solution mère) comme suite,

-1mg de $HgSO_4$ dans 1litre de l'eau distillé.



Figures II.4.1.1 : Solution $HgSO_4$ (solution mère)

II.4.1.2 Préparation des solutions diluées :

Des solutions diluées ont été préparé a à partir de la solution mère ($HgSO_4$) à différente concentration selon le schéma présidant :

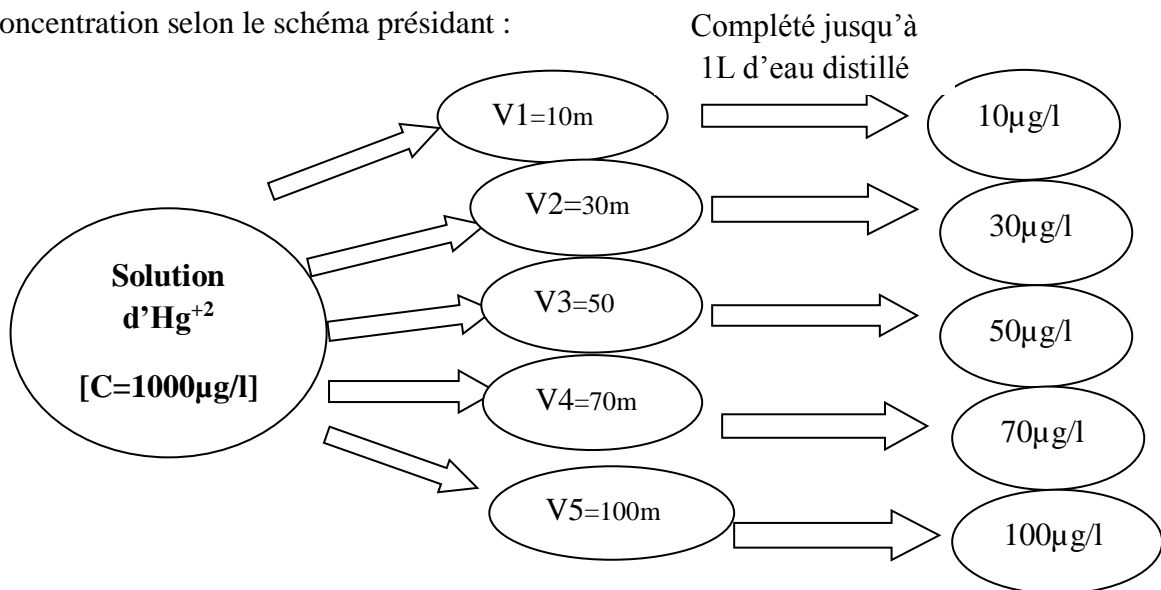


Figure II.4.1.2 : préparation les solutions diluées à partir de la solution $HgSO_4$.

Matériel et Méthode

II.4.1.3 solutions l'acide chlorhydrique :

Une solution de l'acide chlorhydrique (0.1N) est préparée en diluée 8.3ml de l'acide liquide dans 1litre de l'eau distillé.

II.4.1.4 Solution hydroxyde de sodium :

Une solution d'hydroxyde de sodium (0.1N) est préparée en dissolvant 4g de poudre NaOH dans 1litre de l'eau distillé.

II .5. Les paramètres influant sur l'adsorption des ions de mercure Hg^{+2} :

II .5.1. L'étude de l'effet de temps d'adsorption :

Dans le but de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption, des volumes de 20 ml prélevés de la solution concernée les ions de mercure de concentrations connues choisies $50\mu g/l$ maintenue à PH=6 sont mélangées avec 50 mg de chacun des adsorbants à température constante. L'ensemble est agité pendant 10.20.30.60.90.120 et150 minutes respectivement.

II .5.2. L'étude de l'effet de concentration :

Dans le but d'étudier l'influence de la concentration de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption, nous avons suivi les étapes suivantes : dans une série de tubes à essais contient 20 ml des solutions de concentration des ions de mercure connu varies de 10, 30, 50,70 et $100\mu g/l$ respectivement.

II .5.3. L'étude effet de température :

Nous avons aussi étudié l'effet de la température sur l'adsorption des ions de mercure. Pour cela, ses derniers sont mis au contact avec des charbons actifs CA RT700 et CAT700 aux températures de 20C, 37 °C et 45 °C dans les conditions expérimentales : pH = 6, concentration de $Hg^{+2} = 50\mu g/l$, V = 20 ml, m(CA) = 50 mg.



Figures II .5.3 : l'incubateur.

Matériel et Méthode

II .5.4. L'étude effet de la masse de charbon active :

Afin d'étudier l'influence de la masse des charbons sur l'adsorption de Hg^{+2} , on utilise différentes masses de différents charbons actifs 25, 50,75 et 100 mg dans 20 ml d'eau usée par des ions de mercure de $50\mu g/l$. La solution est maintenue sous l'agitation de 500 tr/min, pendant 2 heures

II .5.5. L'étude effet de pH :

Les pH des solutions des ions de mercure sont ajustés à l'aide de la solution HCl (0.1N) et la solution NaOH (0.1N) pour l'obtention des pH variés entre 2 .6 et 10

Dans une série des tubes à essais, on introduit 20 mL de solution de $Hg^{+2} = 50 \mu g/l$ à l'un des pH préparés avec ajout d'une masse de 50mg du CA pour chaque'une. La solution est maintenue sous l'agitation de 500 tr/min, pendant 2 heures



Figures II .5.5.1 : Solution à différent pH



Figures II .5.5.2 : pH mètre

II .6. Les étapes d'expérience :

II. 6.1. L'adsorption en batch (Protocole expérimental) :

L'adsorption a été étudiée en batch (cuve agitée) dans des tubes à essais à des conditions standard suivante ;

La température ambiante (20 ± 2 °C), une vitesse d'agitation de 500 tours/minutes, la concentration initial $50\mu g/l$, la masse de charbon 50g .et pH=6, temps d'agitation 2h et le volume de la solution 20ml.

Matériel et Méthode



Figure II. 6.1 : Phénomène d'adsorption (méthode de batch) par Vortex multitube

II .6.2. La filtration

Après une séparation de la phase liquide et de l'adsorbant par filtration à l'aide de filtres à seringue (pores de 0.45 μm).



Figures II.6.2 : Filtration par un filtre à seringue 0.45 μm

Matériel et Méthode

II. 6.3. L'analyse :

L'évolution de la concentration des filtrats aux différents paramètres a été suivie à l'aide d'un analyseur de mercure marque mercur DUO plus.



Figures II. 6.3 : Dosage de mercure par analyseur de mercure

Résultats et discussion

Résultats et discussion

III. Résultats et discussion :

Ce chapitre représente quelque paramètre qui influent sur l'adsorption d'ion de mercure en milieu aqueuse par un charbon active à base de roseau (tige CAT700 et racine CAR700) tels que : effet de concentration initial, effet de temps du contact, effet de masse de l'adsorbant, effet de température. Nous étudierons aussi les isothermes de la cinétique de premier-ordre et deuxième-ordre et présenteront deux modèles sont : Langmuir et Freundlich.

III.1. Adsorption d'ion de mercure par un charbon actif (CAT700 et CAR700) :

La quantité et le rendement d'adsorption des ions de mercure par les charbons actifs ont été calculés par les équations suivantes :

$$Q_e (\mu\text{g/g}) = (C_0 - C_e) \cdot V/m$$

$$R(\%) = (C_0 - C_e) * 100/C_0$$

Où :

C_0 : la concentration initiale d' Hg^{+2} à $t = 0$.

C_e : La concentration d' Hg^{+2} à temps d'équilibre.

V : volume de la solution de HgSO_4 en ml

m : la masse de charbon actif utilisé (g).

Résultats et discussion

III.1.1. Les paramètres d'influence sur l'adsorption :

III.1.1.1. Effet de la masse d'adsorbant :

L'effet de la masse d'adsorbant (CAT700 et CAR700) sur l'adsorption des ions Hg^{+2} et leur rendement sont représentés dans les figures ci-dessous ;

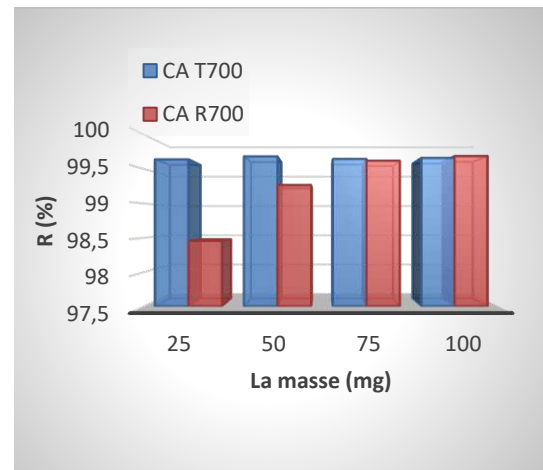
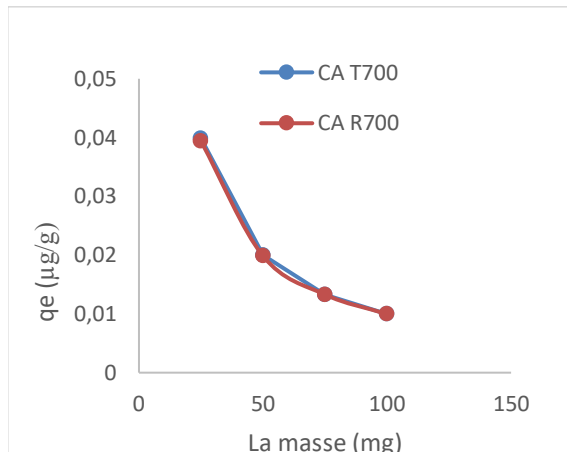


Figure III.1.1.1 : Effet de la masse de l'adsorbant Charbons actifs CAT700 et CAR700 sur l'adsorption Hg^{+2}

Figure III.1.1.2 Le rendement d'adsorption de Hg^{+2} sur différentes masses des CAT700 et CAR700

On remarque que dans tous les cas, le pourcentage d'élimination d' Hg^{+2} augmente lorsque la masse de l'adsorbant augmente. Ceci est facilement compréhensible, car l'augmentation de la masse de l'adsorbant augmente la surface spécifique et donc le nombre des sites disponibles d'adsorption pour conséquence l'augmentation de la quantité de Hg^{+2} adsorbé. [29][15]. ont observé que le pourcentage maximal de la réduction est 99,689% pour CA T700 et 99,684% pour CA R700

III.1.1.2. Effet de la concentration initial de l'ion mercure Hg^{+2} :

L'effet de la concentration initiale de Hg^{+2} sur l'adsorption par les charbons actifs (CAT700 et CAR700) et leur rendement sont représentés dans les figures suivantes ;

Résultats et discussion

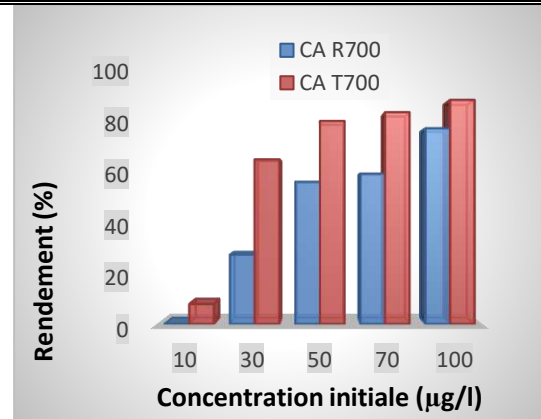
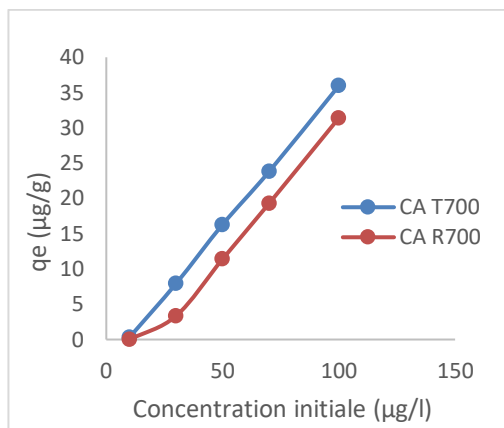


Figure III.1.1.3 : Effet de la concentration initiale des ions Hg^{+2} sur adsorption par charbons actifs. **Figure III.1.1.4** Le rendement d'adsorption de différents concentrations de Hg^{+2} sur charbon actifs

A travers la courbe, nous remarquons une augmentation de la capacité de rétention avec l'élévation de la concentration initiale indiquant l'existence des forces d'attractions entre la surface d'échange et les ions Hg^{+2} . C'est à dire le fait que pour des concentrations faibles des ions Hg^{+2} , un grand nombre de sites actifs sont disponibles, ce qui facilite la tâche aux ions de les occuper on remarque que et les rendements du charbon active de tige (CAT) est meilleur par rapport à celui du charbon active de racine (CAR).

L'évolution est linéaire pour les deux types de charbons actifs.

III.1.1.3. Effet du temps de contact :

L'effet du temps de contact de Hg^{+2} sur l'adsorption par les charbons actifs (CAT700 et CAR700) et leur rendement sont représenté ce dessous ;

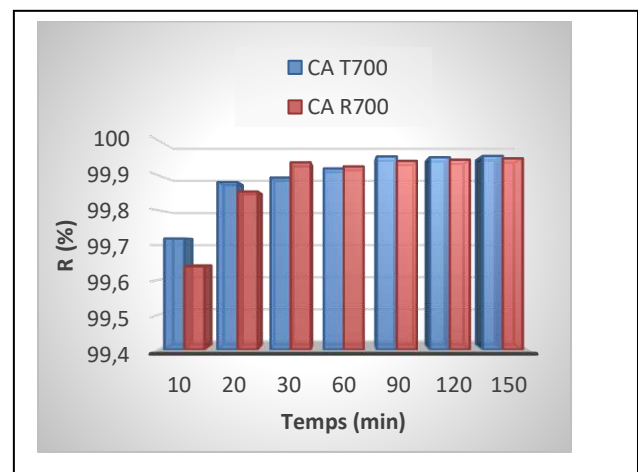
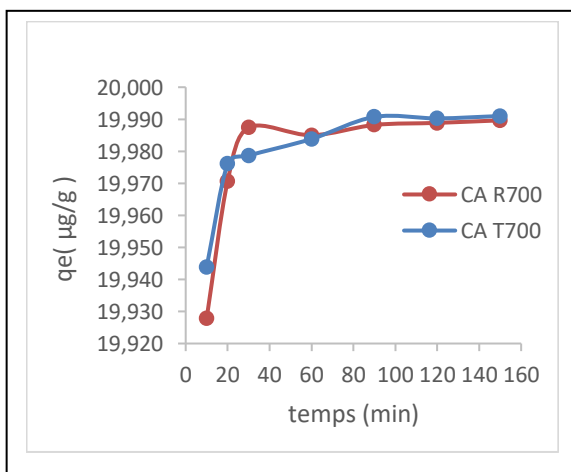


Figure III.1.1.5 : Effet du temps de contact sur adsorption des ions Hg^{+2} par charbons actifs.

Figure III.1.1.6 Le rendement d'adsorption des ions Hg^{+2} sur charbon actifs

Résultats et discussion

Selon les résultats, on remarque que la rétention des ions Hg^{+2} se fait en deux étapes distinctes. Au début, l'adsorption est rapide et temporaire, entre 10 minutes à 60 minutes pour les deux carbones CA T700 et CA R700 avec une augmentation significative de la capacité d'adsorption, mais elle devient stable après 90 minutes représentant l'état d'équilibre entre le charbon et les ions Hg^{+2} . [35]

La grande capacité de l'adsorption maximale est égale 19.991 ($\mu g/g$) pour CAT700 correspondant à un taux d'élimination maximale de 99.95 % supérieure au rendement d'adsorption pour CAR700.

III.1.1.4. Effet de la température :

L'effet de température sur l'adsorption des ions Hg^{+2} par les charbons actifs (CAT700 et CAR700) est présentée dans les figures suivant :

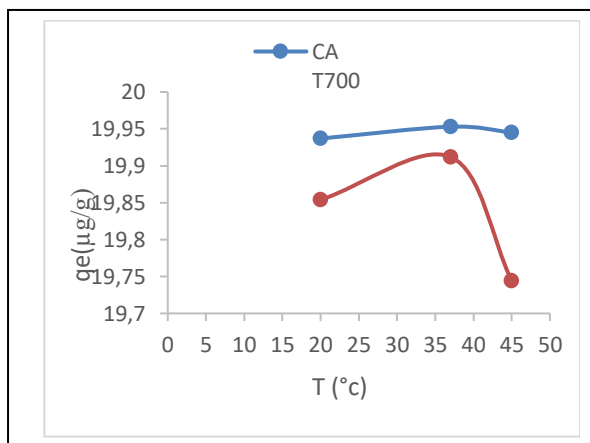


Figure III.1.1.6 : Effet de la température sur l'adsorption des ions Hg^{+2} par charbons actifs.

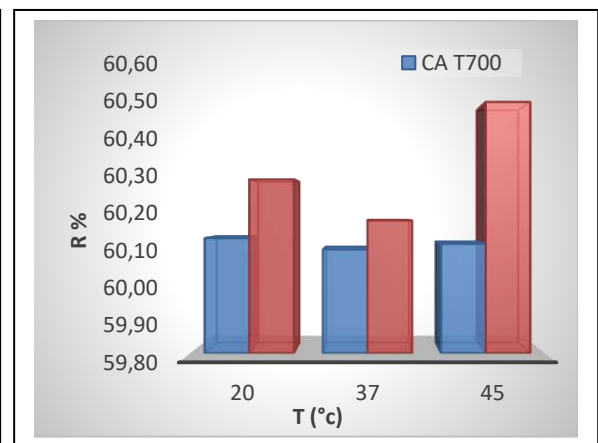


Figure III.1.1.7 Le rendement d'adsorption des ions Hg^{+2} en fonction de la température sur charbon actifs

Les résultats ont montré que l'adsorption était améliorée en augmentant la température de 20°C à 37°C, de sorte que le taux d'adsorption du CA T700 était de 19,952 $\mu g/g$ et celui du CA R700 était de 19,911 $\mu g/g$, ce qui signifie que la température est favorable aux ions Hg^{+2} . En revanche, une augmentation de la température au-dessus de cette valeur entraîne une diminution de l'adsorption, et ce phénomène inverse, dans lequel des molécules adsorbées sur une surface se détachent de la surface, notamment sous l'effet de l'augmentation de la température de 37°C à 45°C, est appelé désorption. [3]

Donc La température optimale pour cette adsorption est de 37°C.

Résultats et discussion

Effet de PH :

L'effet du pH sur l'adsorption des ions Hg^{+2} sur les charbons actifs CAT700 et CAR700 sont présentés dans la figure suivant :

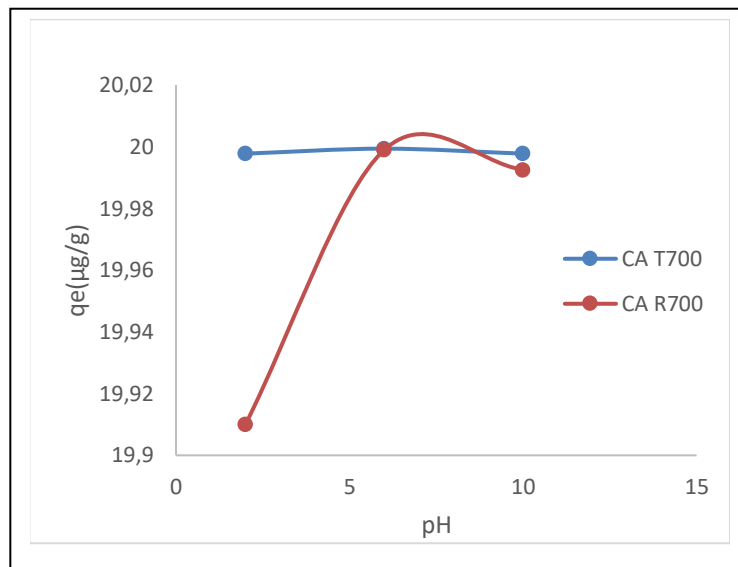


Figure III.1.1.8 : Effet du PH sur l'adsorption des ions Hg^{+2} par les charbons actifs CAT700 et CAR700.

Le pH joue un rôle important dans le processus d'adsorption, en particulier sur la capacité d'adsorption. Les résultats obtenus montrent que l'adsorption des ions Hg^{+2} est meilleure à pH = 6, elle atteint un taux de 19,999 $\mu\text{g/g}$ des charbons actifs CAT700 et CAR700 donc l'adsorption se fait d'une façon plus efficace pour les solutions acides

III.1.2. Modélisation des isothermes d'adsorption :

Les paramètres équationnels des deux modèles choisis sont présentés ce dessous :

III.1.2.1. Modèle de Langmuir :

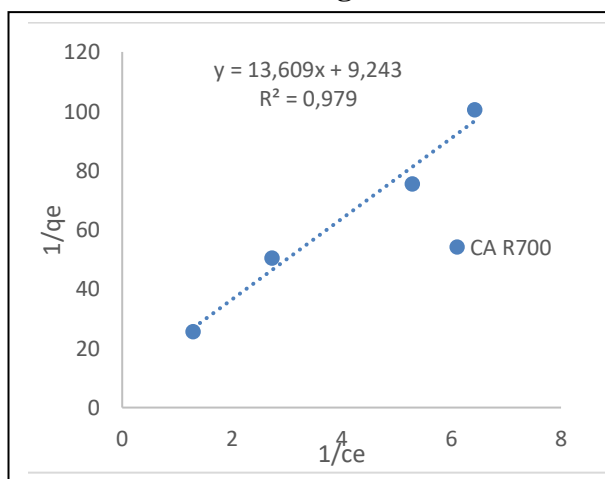


Figure III.1.2.1 : Isotherme de type I de Langmuir pour CA R700

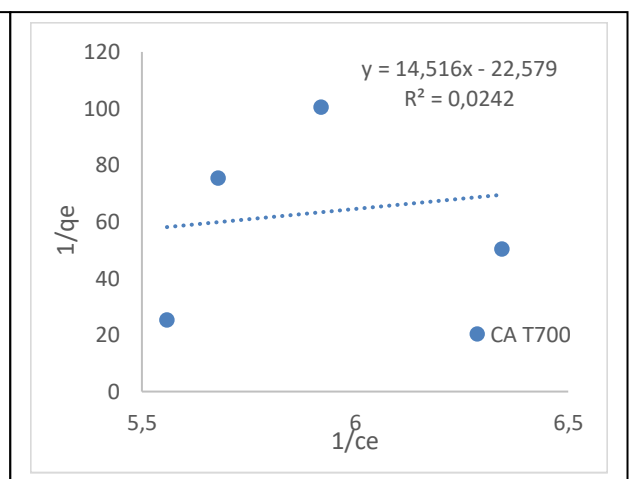


Figure III.1.2.2 : Isotherme de type I de Langmuir pour CA T700

Résultats et discussion

III.1.2.2. Modèle de Freundlich :

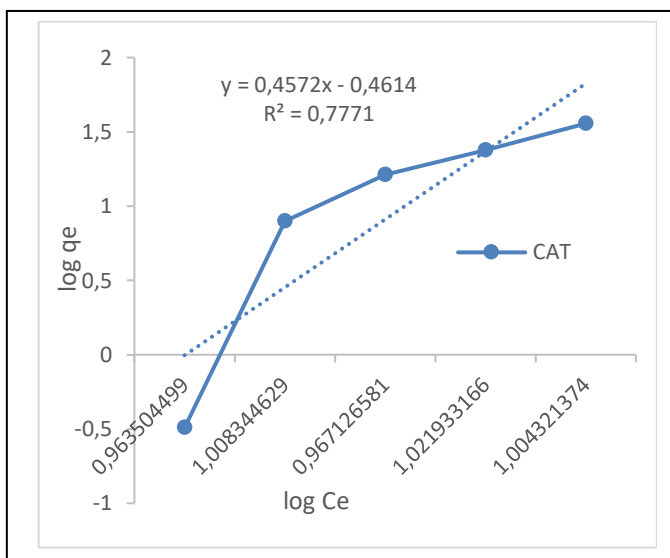


Figure III.1.2.3 : Isotherme de Freundlich pour CA T700

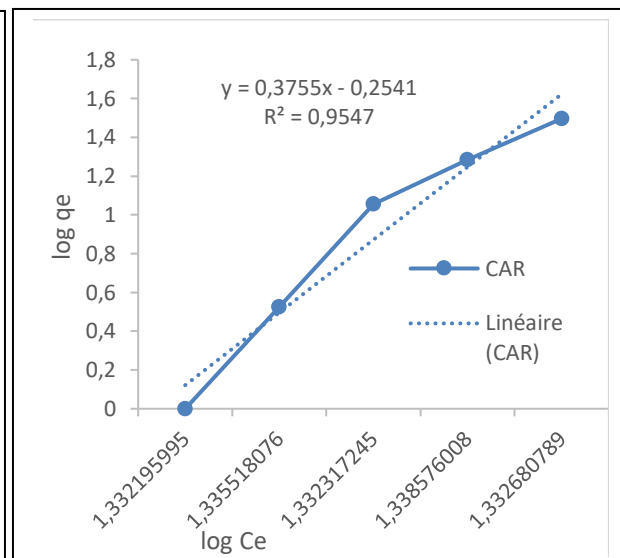


Figure III.1.2.4 : Isotherme de Freundlich pour CA R700

Tableau III.1.2.2 : Paramètres d'adsorption des modèles de Langmuir et Freundlich.

	Modèle de Langmuir Type I				Modèle de Freundlich		
	R ²	Q _{max} (μg/g)	KL	RL	R ²	Kf	1/n
(CAT700)	0.0242	0.044	2,85	0.0995	0.777	0.630	0.46
(CAR700)	0.979	0.11	0.67	0.71	0.954	0.775	0.38

À partir des résultats de modélisation des isothermes présentés dans le tableau (III.1.2.2) on observe que les modèles de Freundlich et Langmuir représentent un coefficient de corrélation $R^2 = (0,040$ de CAT700 et $0,059$ de CAR700) dans le cas du modèle de Langmuir et un coefficient de corrélation $R^2 = (0,777$ de CAT700 et $0,954$ de CAR700) dans le cas du modèle de Freundlich. Les résultats déduits du traitement de ces isothermes sont en accord au modèle de Freundlich avec des quantités adsorbées [37].

A partir de tableau nous avons obtenu pour le modèle de Langmuir, les valeurs des facteurs de séparations RL ont été inférieures à 1 donc l'adsorption de polluant Hg^{+2} par le charbon actif est une adsorption favorable.

Les valeurs de $1/n$ sont comprises entre 0.38 et 0.46, donc n est supérieur à 1 signifiant à une adsorption très importante.

Résultats et discussion

III.1.3. Modèle cinétique :

Dans cette partie, le mécanisme de la cinétique d'adsorption des ions Hg^{+2} a été modélisé par les modèles suivantes : pseudo-premier et second ordre,

III.1.3.1. Modèle cinétique du pseudo-premier ordre :

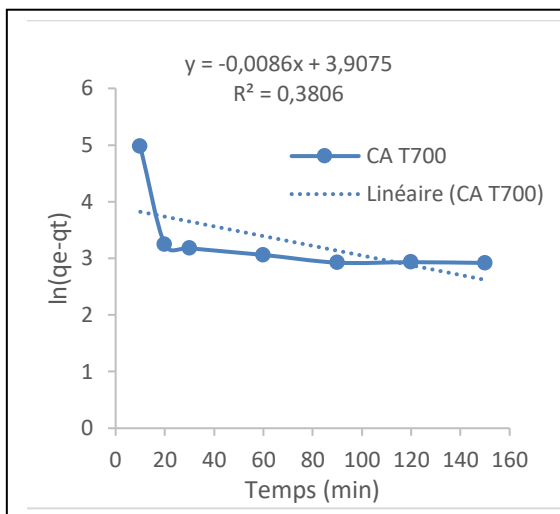


Figure III.1.2.5 : pseudo-première ordre pour CA T700

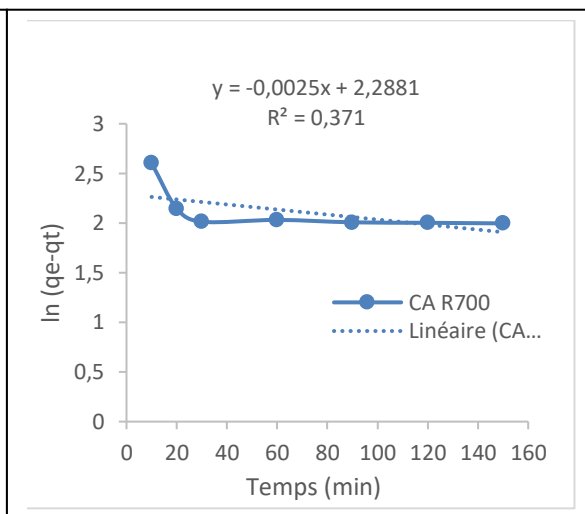


Figure III.1.2.6: pseudo-première ordre pour CA R700

III.1.3.2. Modèle cinétique du pseudo-deuxième ordre :

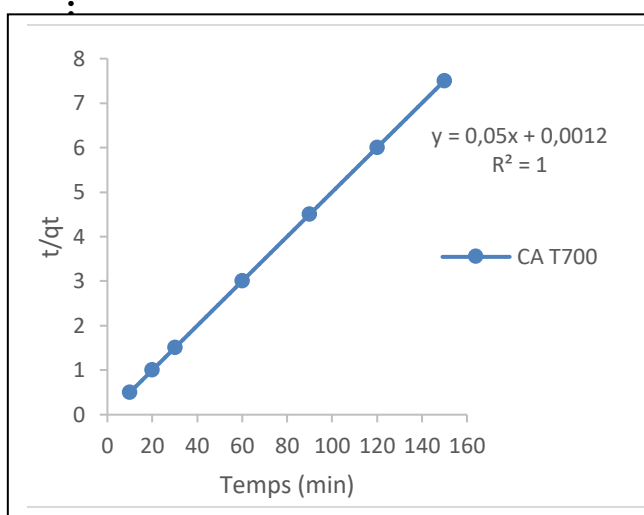


Figure III.1.2.5 : pseudo-seconde ordre pour CA T700

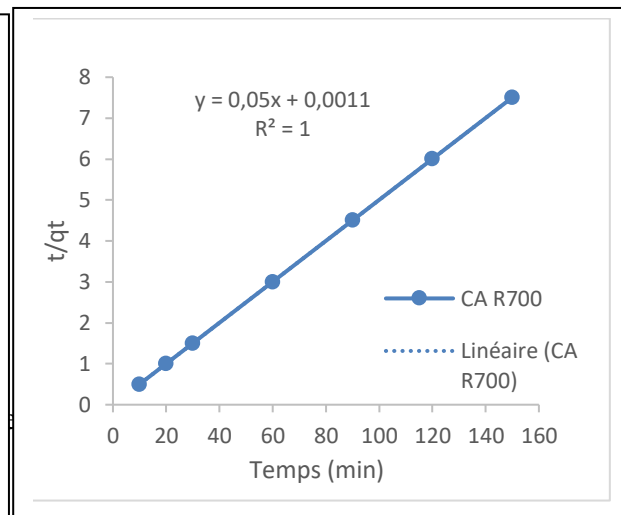


Figure III.1.2.6: pseudo-première seconde ordre pour CA R700

Résultats et discussion

Tableau III.1.3.2 : Les paramètres des modèles de la cinétique d'adsorption.

	Modèle pseudo-premier ordre			Modèle pseudo-deuxième ordre		
	R ²	Qt (µg/g)	K1 (min ⁻¹)	R ²	Qt(µg/g)	K2(g/mg.min)
(CAT700)	0.3806	49.774	0.01980	1	20	1.25
(CAR700)	0.371	9.8561	0.0057575	1	20	2.2727

Le meilleur modèle établi pour l'étude de la cinétique d'adsorption est choisi selon le facteur de corrélation. Plus ce facteur est élevé plus le modèle est favorable pour l'étude du processus d'adsorption [38]. À partir des résultats du tableau (III.1.3.1), nous remarquons que le modèle qui présente un facteur de détermination le plus élevé est celui du modèle de pseudo-seconde ordre avec un facteur $R^2= 1$ pour le processus d'adsorption des 'ions Hg^{+2} sur le (CAT700 et CAR700).

Conclusion générale

La pollution par les métaux lourds est devenue un problème majeur qui menace l'environnement et l'écosystème, car les chercheurs et les scientifiques sont soucieux de trouver une solution à ce problème, en particulier la pollution par le mercure, considérée comme l'une des pollutions les plus dangereuses.

Plusieurs méthodes de traitement ont été proposées, dont l'adsorption. Dans notre étude, nous avons utilisé l'adsorption sur charbon actif préparé à partir de tiges et de racines de roseaux (*Phragmites australis*), qui a donné des résultats efficaces à moindre coût.

Des tests d'adsorption ont été effectués sur les deux charbons préalablement préparés .

Les résultats obtenus ont montré que la capacité d'adsorption est affectée par les différents paramètres : concentration initiale, la masse de charbon actif, la température et le temps d'adsorption. Il est meilleur pour les charbons actifs préparés par les tiges des roseaux avec une capacité d'adsorption et un rendement plus élevé que pour les charbons actifs préparés par les racines.

Les conditions optimales d'adsorption de l' Hg^{+2} sont les suivantes :

- Température de 37°C.
- pH =6.
- La cinétique d'adsorption est rapide, elle est de 90 minutes (temps de saturation) dans les deux cas de l'adsorption du Hg^{+2} sur les charbons actifs CA T700 et CAR700.

Le meilleur modèle établi pour l'étude de la cinétique d'adsorption est celui du modèle de pseudo-deuxième ordre avec un facteur $R^2= 1$.

Nous envisagerons de continuer et élargir ces travaux de recherche à d'autres applications à savoir:

- L'application des ces charbons actifs pour l'adsorption d'autres composés organiques et minéraux.
- Réalisations des tests d'adsorption en colonne dans des conditions applicables au traitement d'effluents organique ou inorganique.

Les Références Bibliographique

1. Guerrida Bekacem Abid abde Idjalil. Memoire étude de l'efficacité d'un charbon actif à base de noix de dattes dans l'adsorption des métaux (calcium). Université kasdi marbah Ouargla. 2010/2011
2. Boussaha Medjda. [Mémoire de master]. Élimination de cuivre (ii) par un charbon actif à partir des déchets cypress. Université mohamed Khider de Biskra. 2022.
3. Nora Sedira, 'Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dates ' (MAGISTER). Souk-Ahras : Université Mohamed Chérif Massaadia, Faculté des Sciences et De Technologie ;2012-2013
4. Mukesh Parmar and Lokendra Singh Thakur, heavy metal cu, ni and zn: toxicity, health hazards and their removal techniques by low-cost adsorbents: a short overview, June-2013, volume-3, 2231-4490, Page: 143 .
5. Mohamed Abdel Kareem el zayat, removal of heavy metals by using activated carbon produced from cotton stalks: heavy metals - definition and health effects, [master], Cairo, American university in Cairo, 2009.
6. frederie r. siegel. environmental geochemistry of potentially toxic metals: sources and origins of the metals. (1ère éd). springer; 2002 .
7. Jian-feng Peng, Yong-hui Song, Peng Yuan, Xiao-Yu Cui, Guang-lei Qiu, the remediation of heavy metals contaminated sediment, 30 January 2009, Volume 161, Issues 2–3, Pages 589-1582 .
8. Revol henri, Miquel gerard, (Read more: <https://www.lenntech.fr/metaux-lourds.htm#ixzz80mYAE013>), 5 Avril 2001.
9. **Journal** officiel de la république algérienne démocratique et populaire conventions et accords internationaux - lois et décrets arrêtes, décisions, avis, communications et annonces, décret exécutif n° 11-125 du 17 Rabie Ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif : la qualité de l'eau de consommation humaine, Correspondant au 23 mars 2011, N° 18.
10. Inamuddin, Eric Lichtfouse, Mohd Imran Ahamed, Tariq Altalhi, remediation of heavy metals: sources of heavy metals pollution, springer nature switzerland ag, 2021 .

Les Références Bibliographique

11. the Virtual Health Library, [<https://id.nlm.nih.gov/mesh/D008628.html>], 2013/07/08.
12. Mahdi balali-mood, kobra naser, Zoya tahergorab, Mohammad reza khazdair, Mahmood sadeghi. toxic mechanisms of five heavy metals: mercury, lead, chromium, cadmium, and Arsenic. toxic effects of heavy metals mercury (hg). 2021; 12: 2 .
13. Chaouch Noura. Utilisation des sous-produits du palmier dattier dans le traitement physico-chimique des eaux polluées. Université hadj Lakhdar : Batna 2013/2014.
14. Fatima Hattab. Etude de l'adsorption des métaux lourds (Cr+6, Cd+2) par le charbon de bois : introduction. Université Ibn Khaldoun : Tiaret. 2004 .
15. Belaid Ouahiba. utilisation d'un charbon actif préparé à partir des noyaux de dattes locales dans l'épuration des eaux usées urbaines. Influence de la variété de dattes. : le charbon actif [thèse]. Ouargla: université kasdi merbah. 2017 .
16. K. Kuśmierk, A. Świątkowski, The influence of different agitation techniques on the adsorption kinetics of 4-chlorophenol on granular activated carbon, Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis 116 (2015) 261-271.
17. M.H. Isa, L.S. Lang, F.A. Asaari, H.A. Aziz, N.A. Ramli, J.P.A. Dhas, Low-cost removal of disperse dyes from aqueous solution using palm ash, Dyes and Pigments 74 (2007) 446-453.
18. M.P. Tavlieva, S.D. Genieva, V.G. Georgieva, L.T. Vlaev, Kinetic study of brilliant green adsorption from aqueous solution onto white rice husk ash, Journal of Colloid and Interface Science. 409. (2013). 112-122.
19. Reffas Abdelhakim. Étude de l'adsorption de colorants organiques (rouge nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir du marc de café : préparation et propriétés des charbons actifs [thèse]. Constantine : université mentouri-constatine ; 2010.
- 20 .Melouki Soriya. Synthèse, caractérisation de charbons actifs fonctionnalisés et étude de leurs applications en élimination de polluants : La carbonisation [thèse]. M'sila : Université Mohamed Boudiaf de M'sila ; 20 / 02 / 2021 .
- 21 .Zeghache Hadjer. Etude de l'adsorption des colorants sur un matériau poreux « charbon actif » : Activation [thèse]. Oum-El-Bouaghi : Université Larbi Ben M'hidi Oum-El-Bouaghi ; 2019.
- 22 .M.A. Slasli, Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux, Thèse de Doctorat, Suisse.(2002) ,

Les Références Bibliographique

- 23** .Bahnes Zohra. Activation des noyaux de jujube pour l'obtention D'un charbon actif : les charbons actifs[thèse]. Université Abdelhamid Ibnbadis : Mostaganem ; 2018 .
- 24** .Benhamed, Amélioration par ajout d'un métal de transition de la régénération in situ d'un charbon actif par oxydation catalytique : [Thèse] Toulouse : université de Toulouse.(2015) ;
- 25** .Zerrouki Amel. Taib Hayet. Régénération des filtres à charbon actif d'une station de déionisation des eaux : Caractéristiques du charbon actif [diplôme de Master]. Tizi-Ouzou : Université mouloud Mammeri. 2020 .
- 26** .Berbara Zakia. Karali naima. Élimination n du chrome (VI) par adsorption sur la coque d'arachide (cacaouettes) traité : Utilisation du charbon actif [Master]. Boumerdes : université m'hamed bougara. 1018 .
- 27** .Mme djidel tadjia. Étude de la préparation d'un charbon actif à partir des grains d'olives et application sur des rejets industriels. Université des Sciences et de la Technologie Med-Boudiaf d'Oran. 2011.
- 28** .Melle nouzha Bouziane. Élimination du 2-mercaptobenzothiazole par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre. Université mentouri de Constantine. 30 mai 2007.
- 29** .Hadjer Cherfaoui, Nihad Boussouar. Adsorption d'un polluant pharmaceutique (Amoxicilline) sur charbon actif. Ecole Nationale Polytechnique. ENP 2020
- 30** .Omar khelifi. Thèse Etude de l'adsorption du nickel et du cuivre sur un charbon actif préparé à partir des boues de station d'épuration. Université 8 Mai 1945 Guelma Faculté des Sciences et de la Technologie .2017/2018.
- 31** .Zoé mye Mexent. Mémoire de master. Élimination des ions Mn (II) des solutions aqueuses par adsorption sur des charbons actifs préparés à partir des coques de noix de noisette. Université des Sciences et Techniques de Masuku.
- 32** .Talidi Abdellah. Thèse Etude de l'élimination du Chrome et du bleu de méthylène en milieu aqueux par adsorption sur la pyrophyllite traitée et non traitée. Université Mohammed v-Agdal.2006 .
- 33** .Mahmoudi Toufik. Incidence de la minéralisation sur l'élimination du mercure par deux procédés physico-chimiques. Application à deux effluents résiduels. Université Mohamed Khider – Biskra .

Les Références Bibliographique

34. Koller E, Aide-Mémoire Génie chimique.2e édition ©Dunod, Paris, 2001, 2005.p 401

35. masmodit., guergazis., achour s. élimination du mercure par le charbon actif. Larhyss journal, issn 1112-3680, n°34, juin 2018, pp. 21-38 © 2018 all rights reserved, legal deposit 1266-2002

36. Thouraya Bohli. Abdelmottaleb Ouedernia. Nuria Fiolb. Isabel Villaescusa.

Évaluation d'un charbon actif élaboré à partir de noyaux d'olives utilisé comme adsorbant pour l'élimination des métaux lourds des phases aqueuses. International Chemical Engineering Congress 2013. Volume 18, Issue 1, January 2015, Pages 88-99

37. O-Tobbi ; Guerfi K. ; N. Rebbani. Dépollution des eaux contaminées par Pb (II) et Cd (II) par la montmorillonite sodique. Laboratoire de traitement de l'eau et le recyclage des déchets industriels, PO Box 12, Département de chimie, Université Badji Mokhttar, Annaba.

38. HO Y. S, Removal of copper ions from aqueous solution bay tree fern, Water Res, 37-2323- 2330,