

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université A. M. OULHADJ - Bouira

Faculté des Sciences Appliquées

Département de Génie des Procédés



Mémoire

Présenté par

BELKACEMI CELYLIA

HICHOIR HANANE

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER

Filière: Génie des Procédés

Spécialité : Génie de L'environnement

Développement d'un matériau bio-adsorbant à base de déchets
organiques et de cactus pour l'élimination du fer des eaux
contaminées

Soutenu le 25 /06 / 2025

Devant le jury:

Mr LOUNICI	Hakim	Prof	UAMOB	Président
Mme EL HANAFI	Nawel	MCA	UAMOB	Examinatrice
M ^{me} ARBIA	Leila	MCB	UAMOB	Encadrante

Année Universitaire : 2024/2025



نموذج التصريح الشرفي الخاص بالالتزام بقواعد النزاهة العلمية لإنجاز بحث

أنا الممضي أسفله،

السيد(ة): ميسور جنان الصفة: طالبة
الحامل(ة) لبطاقة التعريف الوطنية: 1.100.10.32.0000.57.0002.9 والصادرة بتاريخ: 2023/03/30

المسجل(ة) بكلية / معهد العلوم التطبيقية، قسم هندسة الطرائق

والمكلف(ة) بإنجاز أعمال بحث (مذكرة، التخرج، مذكرة ماستر، مذكرة ماجستير، أطروحة دكتوراه).

عنوانها: Development d'un matériau bio-adsorbant pour l'élimination de fer
تحت إشراف الأستاذ(ة): عسور بن مسلي أصرح

بشرفي أن ألزم بمراعاة المعايير العلمية والمنهجية الأخلاقيات المهنية والنزاهة الأكاديمية المطلوبة في إنجاز البحث المذكور أعلاه.

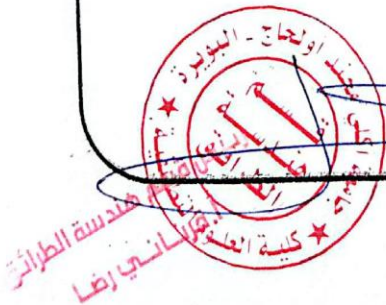
التاريخ: 2025/06/24

توقيع المعني(ة)

رأي هيئة مراقبة السرقة العلمية:

النسبة: Detectia: 16,8 %

الامضاء:





نموذج التصريح الشرفي الخاص بالالتزام بقواعد النزاهة العلمية لإنجاز بحث.

انا الممضى امفله،


السيد (ة): بليغا دسر للبلدية الصفة: ملاية
 الحامل (ة) لبطاقة التعريف الوطنية: 9.555.15.4.00.3.1.00.11 والصادرة
 بتاريخ 23/03/84

المسجل (ة) بكالوية / معهد العلوم التطبيقية، قسم هندسة الطرائق
والمكلف (ة) بإنجاز أعمال بحث (مذكرة، التخرج، مذكرة ماستر، مذكرة ماجستير، أطروحة دكتوراه).

..... عنوانها
..... Developpement d'un matériau B₂O₃ adsorbant
..... pour l'élimination de Fe³⁺
.....

تحت إشراف الأستاذ(ة): عبد الله بن علي أصرح
بشرفي ان ألتزم بمراعاة المعايير العلمية والمنهجية الاخلاقيات المهنية والنزاهة الاكاديمية المطلوبة في انجاز
البحث المذكور أعلاه.

التاريخ: ٢٦ / ٥ / ٢٠٢٢

توقيع المعني (ة) 

رأي هيئة مراقبة السرقة العلمية:

% 16,8

النسبة: Detectia:

الامضاء:





Detectia Université BOUIRA

ID: H9Tua1 25.06.20

Certificat d'analyse de la similarité textuelle

- Nom du document: **Mémoire HICHOIR ET BELKACEMI.pdf**
- Soumis par: **Kernani Ridha Enseignant**
- Date de soumission: **2025-06-21**



Taux global de similarité

- 16.8% Similarité Forte
- 0.0% Excl. manuellement



Nombre de sources

- 189 sources Internet
- 32 sources Thèses-Algerie
- 0 sources dépôt privé



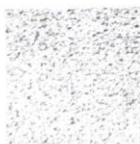
Passages surlignés

- 17036 mots
- 126482 caractères
- 0.6% de citations

Ce document est un certificat et résumé d'analyse et de détection de similarité textuelle qui peut être utilisé pour rétablissement ou un recours en plagiat. Il rendit le responsable, l'encadrant ou bien au comité déontologique de l'université ou de l'école d'émettre un avis quant au statut de plagiat du document analysé.

Certificat de l'arrêté N°1082 du 27 Décembre 2020 fixant les règles relatives à la prévention et la lutte contre le plagiat pour en savoir plus sur ce qui est considéré comme étant un acte de plagiat, les procédures ainsi que les sanctions.

Signature d'intégrité



Cachet et Signature



ملخص

إن مسحوق الصبار الممزوج بالكمبوست العضوي يُعدّ مادة ماصّة فعّالة، بيئية، واقتصادية لإزالة الحديد من المياه. هذا السلوك يُمثّل بدقة من خلال نموذج الإيزوثرم الخاص بفرويدليتس، مدعومًا بالتحاليل البنيوية (الأشعة السينية (XRD) والوظيفية (FTIR). وبالتالي، فإن هذا النظام يُمثّل حلاً واعدًا ومستدامًا لمعالجة المياه الملوثة، مع الإسهام في تّأمين النفايات العضوية وحماية البيئة.

Abstract

Cactus powder combined with organic compost constitutes an effective, eco-friendly, and economical adsorbent material for the removal of iron from water. The process is well described by the Freundlich isotherm model, supported by structural (XRD) and functional (FTIR) analyses. This system therefore offers a promising and sustainable solution for the treatment of contaminated water, while also contributing to the valorization of organic waste and the protection of the environment.

Résumé

La poudre de cactus combinée à un compost organique constitue un matériau adsorbant efficace, écologique et économique pour l'élimination du fer dans l'eau. Le processus est bien modélisé par l'isotherme de Freundlich, soutenu par des analyses structurales (DRX) et fonctionnelles (FTIR). Ce système offre ainsi une solution prometteuse et durable pour le traitement des eaux contaminées, tout en contribuant à la valorisation des déchets organiques et à la protection de l'environnement.

Dédicace

Je dédie ce travail à :

Mon cher père : Mourad Hichour

Que Dieu ait son âme

*Aucune parole ne saurait exprimer l'amour,
l'estime, le dévouement et le respect que je t'ai toujours
portés.*

*Malgré ton absence, tu restes vivant dans mon cœur.
Ce travail est le fruit des valeurs que tu m'as transmises
et de tes prières qui m'accompagnent toujours sur le chemin
du bien.*

À ma chère mère : Senjak Hassiba

Douce, noble et tendre...

*Tu es pour moi le symbole de la bonté,
la source de tendresse et l'exemple du dévouement
inépuisable.*

*Ton soutien, tes encouragements et tes prières
ont été une lumière constante sur le chemin de mes études.*

À mon cher époux : NACEF Ouail

Mon compagnon de vie,

*merci pour ta patience, ton soutien et ta confiance.
Tu as été mon pilier à chaque moment de doute ou de
fatigue.*

À mes chers frères et sœurs : Amal et Menouar

*Merci pour votre présence, votre affection et votre soutien
indéfectible.*

À ma précieuse amie : Belgacemi celiyia

Ma confidente dans les joies comme dans les peines,

*merci pour ta sincérité et ta présence constante dans ma
vie.*

*À toute ma famille bien-aimée
Vous êtes mes racines et ma fierté.
Recevez toute ma gratitude et mon affection.*

*À mes amies chères : Houda et Nawal
Et à toutes les personnes qui m'ont soutenue
par leurs cœurs, leurs paroles ou leurs actions...*

*Et à mon petit trésor "Tajou"
La fleur de mon cœur et la joie de mes jours,
C'est à toi que j'offre l'avenir,
car tu es tout mon espoir.*

Dédicace

Je tiens à remercier Dieu pour Ses bienfaits et Sa grâce, qui m'ont permis de mener à bien ce projet.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet.

Tout d'abord, je remercie du fond du cœur mes parents, AMEZIAN et OUBEKKOU OUZNA, pour leur soutien indéfectible, leurs encouragements constants et leur amour inconditionnel.

Je suis également reconnaissant(e) envers mes sœurs, FARIDA, LYNDIA, THIZIRI et TINHINANE, ainsi que mes frères, KHALED ET ABAOUZ, pour leur présence, leur soutien moral et les moments de joie partagés.

Un grand merci à mes amis proches, SARA MELLY CYLA NOUNA SOFI et HICHAM, pour leur amitié précieuse, leurs encouragements et leur soutien tout au long de cette aventure.

Je tiens à remercier chaleureusement mon binôme de projet, HANA, pour son travail acharné, sa collaboration précieuse et son soutien constant. Ce projet n'aurait pas été le même sans toi.

*Je suis également reconnaissant(e) envers ma promotion 2025, *Nour, Naoual, Fati, Nouha, Amina, Baya* et *Ishak*, pour leur esprit d'équipe, leur entraide et les moments inoubliables partagés.*

Je tiens également à exprimer ma gratitude à HACEN.B pour son soutien et ses encouragements tout au long de mes études. Merci pour votre aide précieuse."

Remerciements

Nous remercions tout d'abord Allah, qui nous a donné la foi, la force et la patience pour mener à bien ce projet de fin d'études.

Ce travail a été réalisé au Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement du Département de Génie de l'Environnement de l'Université Akli Mohand Oulhadj de Bouira, sous la direction de Madame **Leila ARBIA**.

Nous tenons à exprimer notre profonde reconnaissance à Madame **L. ARBIA** pour son encadrement, ses conseils précieux et son soutien tout au long de ce travail.

Nous exprimons aussi notre gratitude au **Professeur Hakim LOUNICI** pour avoir présidé le jury, et à la **Docteur Nawel EL HANAFI** pour son évaluation précieuse de ce mémoire.

Un grand merci à nos camarades de la promotion 2025 pour leur esprit de solidarité et leur motivation constante.

Enfin, nous remercions du fond du cœur nos familles, nos amis et toutes les personnes qui nous ont soutenues, de près ou de loin, dans la réalisation de ce travail

Sommaire

Liste des figures
Liste des tableaux
Liste des abréviations

Sommaire.....	1
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 : Contexte et justification	2
Introduction	3
A. Problématique de pollution par le fer	3
1. Sources de contamination du fer dans les eaux	3
2. Impacts environnementaux et sanitaires	5
3. Impacts de la pollution par le fer sur la santé	5
B. Solutions existantes et leurs limites	8
1. Techniques conventionnelles de traitement des eaux polluées au fer	8
2. Adsorption comme alternative.....	9
3. Avantages de l'adsorption	9
4. Matériaux utilisés pour l'adsorption.....	10
C. Innovation de cette étude	11
1. Pourquoi utiliser un mélange compost + cactus ?.....	11
2. Valorisation de déchets organiques locaux	12
Conclusion.....	13
Chapitre 2 : Revue de la littérature.....	14
Introduction	15
1. Le Compost Comme Adsorbant	15
1.1 Les propriétés physiques & chimiques	16
1.3 Etudes antérieures sur l'adsorption de métaux lourds par le compost	17
2. Le cactus comme matériau biosorbant	18
2.1 Propriétés mucilagineuses du cactus.....	18
2.2 Les propriétés physiques & chimiques.....	19

2.3 Exemple d'utilisation d' <i>Opuntia</i> spp. dans le traitement des eaux	20
1. Traitement des eaux usées minières	20
2. Adsorption de métaux lourds (Cu, Zn) dans les eaux simulées.....	21
3. Réduction de la turbidité et des matières organiques	21
4. Traitement des eaux usées domestiques et industrielles	21
5. Applications dans le traitement des eaux agricoles	21
4. Synergie compost-cactus	23
4.1 Hypothèses sur les mécanismes combinés.....	23
4.2 Avantages attendus.....	25
Conclusion.....	26
 Chapitre 3 : Bases théoriques de l'adsorption	27
Introduction	28
1. Mécanismes d'adsorption	29
➤ Physisorption	29
➤ Chimisorption	29
2. Rôle des groupes fonctionnels (-OH, -COOH) et des ions échangeables :.....	31
3. Modèles d'isothermes et cinétiques.....	32
3.1 Modèle de Langmuir	32
3.2 Modèle de Freundlich	33
3.3 Modèle de Temkin	33
4. Cinétiques de pseudo-premier/second ordre.....	34
4.1 Modèle de pseudo-premier ordre (Lagergren).....	34
4.2 Modèle de pseudo-deuxième ordre.....	35
5. Facteurs influençant l'adsorption	36
Conclusion	36

Chapitre 4 : Matériel et méthodes	37
1) Préparation des adsorbants	38
1.1 Préparations de compost en fosse aérée.....	38
1.2. Préparation de la poudre de cactus (<i>Opuntia ficus-indica</i>).....	39
1.3 Préparation de l'adsorbant hybride.....	39
2) Protocole expérimental de test d'adsorption du fer	41
2.1. Préparation de la solution mère de fer	41
2.2. Préparation de la solution tampon (pH 4,5).....	42
2.3 Dosage du fer	42
2.4 Test d'adsorption du fer.....	42
3) Analyses spectroscopiques infrarouge de l'adsorbant avant et après.....	43
4) Analyse de Diffraction des rayons X (DRX)	43
Résultats et discussion	45
1. Adsorption du fer par un adsorbant naturel composé d'un mélange cactus-compost	46
2. Analyse par Diffraction des Rayons X (DRX)	49
2.2 Analyse du spectre DRX du compost	50
3. Analyse FTIR (Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier).....	53
3.1. Analyse du spectre FTIR de la poudre de cactus.....	54
3.2. Analyse du spectre FTIR du compost.....	55
3.3. Analyse du spectre FTIR de l'adsorbant.....	56
3.4 Analyse du spectre FTIR de l'adsorbant après adsorption.....	57
1. Avantages écologiques	58
1.1 Réduction des déchets organiques.....	58
1.2. comparaison avec les adsorbants synthétiques	59
2 . Potentiel de valorisation	60
2.1. Applications dans les zones rurales	60
2.2. Réutilisation du mélange saturé	60
Conclusion	60
Conclusion générale	61
Les Références	Error! Bookmark not defined.

Liste des figures

Figure 1 : Mécanismes d'action combinés du compost et du cactus dans l'épuration des eaux.....	23
Figure 2 : Mécanismes de rétention des métaux lourds par le mélange compost–mucilage d'Opuntia	25
Figure 3 : Principaux mécanismes d'interaction entre les métaux lourds et les biomatériaux adsorbants	28
Figure 4 : les cactus fraiches	39
Figure 5 : préparation de l'adsorbant 70% -30%	39
Figure 6 : la courbe d'étalonnage: Absorbance en fonction de la concentration.....	43
Figure 7 : Évolution de la quantité adsorbée à l'équilibre (q_e) en fonction de la concentration (C_i)	46
Figure 8 : Variation du pH en fonction de la quantité adsorbée à l'équilibre (q)	47
Figure 9 : Influence de la concentration initiale du fer (C_i) sur le taux d'élimination (%) du fer	47
Figure 10 : Linéarisation du modèle de Freundlich pour l'adsorption du fer — Représentation de $\log(1/q)$ en fonction de $\log(1/C_e)$	48
Figure 11 : Diffraction des rayons X (DRX) de la poudre de cactus avant adsorption	49
Figure 12 : diffractogramme DRX du compost	50
Figure 13 :analyse du spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus -compost) avant le traitement.....	51
Figure 14 : analyse du spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus -compost) après le traitement ...	52
Figure 15: Spectre FTIR de la poudre de cactus	54
Figure 16 : Spectre FTIR du compost.....	55
Figure17: Spectre FTIR du biosorbant	56
Figure 18 : Spectre FTIR du après l'adsorption du fer	57

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Principales conclusions sur la pollution par le fer dans différentes régions</i>	<i>7</i>
Tableau 2 les propriétés physiques du compost	19
Tableau 3 les propriété chimiques du compost	19
Tableau 4 les propriétés physiques du Opuntia ficus-indica (OFI) – poudre de raquettes séchées.....	20
Tableau 5 les propriétés chimiques du Opuntia ficus-indica (OFI) – poudre de raquettes séchées	20
Tableau 6 Application du mucilage D’opuntia ficus-indica Dans le traitement des eaux.....	22
Tableau 7 ; Comparaison entre la physisorption et la chimisorption dans les processus d’adsorption	30
Tableau 8 : Comparaison des principaux modèles d’isothermes d’adsorption	34
Tableau 9 Comparaison des modèles cinétiques d’adsorption : pseudo-premier ordre vs pseudo-deuxième ordre	35
Tableau 10 : <i>Comparaison entre les spectres d’adsorbant avant et après adsorption du fer</i>	<i>53</i>

Liste des abréviations

- C_e : Concentration d'adsorption à l'équilibre ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
- q : Capacité de biosorption ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
- q_e : Quantité adsorbée à l'équilibre ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
- q : Capacité maximale d'adsorption ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
- KF : Constante de Freundlich (indice d'intensité d'adsorption)
- n : Paramètre d'hétérogénéité de Freundlich (sans dimension)
- R^2 : Coefficient de détermination (sans dimension)

Introduction générale

L'eau est une ressource essentielle à la vie sur Terre, jouant un rôle fondamental dans les écosystèmes naturels ainsi que dans les activités domestiques, industrielles et agricoles. Cependant, la pollution de l'eau figure aujourd'hui parmi les enjeux environnementaux les plus préoccupants à l'échelle mondiale, notamment à cause de la présence croissante de métaux lourds tels que le fer, le plomb, le cuivre et le cadmium. Ces polluants, généralement issus des rejets industriels, des engrais chimiques ou de la corrosion des conduites, sont particulièrement toxiques pour la faune, la flore et la santé humaine (Ali et *al.*, 2012 ; Jaishankar et *al.*, 2014).

Face à cette problématique, plusieurs méthodes de traitement des eaux usées ont été développées. Parmi elles, l'adsorption s'est distinguée par son efficacité, sa simplicité de mise en œuvre et son faible coût. Cette technique repose sur la capacité de certains matériaux à fixer les contaminants à leur surface ou dans leurs pores. Récemment, un intérêt croissant s'est porté sur l'utilisation de biosorbants naturels, souvent issus de déchets organiques ou végétaux, en raison de leur caractère renouvelable, biodégradable et respectueux de l'environnement (Foo & Hameed, 2010 ; Amari et *al.*, 2019).

Dans cette optique, la combinaison de poudre de cactus (*Opuntia ficus-indica*), connue pour sa richesse en mucilages et en groupes fonctionnels actifs, avec du compost organique, issu de la valorisation des déchets solides, apparaît comme une solution prometteuse pour l'élimination des métaux lourds, en particulier du fer, dans les eaux contaminées (Fox et *al.*, 2012 ; Wainaina et *al.*, 2020 ; Sotamenou, 2010). Ce type de matériau composite présente non seulement une forte affinité avec les ions métalliques, mais contribue également à une démarche d'économie circulaire et de gestion durable des déchets.

Ainsi, le présent travail a pour objectif d'évaluer l'efficacité de ce matériau biosourcé dans l'élimination du fer présent dans l'eau. Pour cela, des expériences d'adsorption ont été menées, les données obtenues étant modélisées à l'aide des isothermes de Langmuir et de Freundlich afin de mieux comprendre le mécanisme d'adsorption. En complément, des analyses de diffraction des rayons X (DRX) et de spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) ont été réalisées afin de caractériser la structure cristalline et les groupes fonctionnels responsables de l'interaction avec les ions ferreux et ferriques (Amari et *al.*, 2019 ; Prodromou & Pashalidis, 2013).

Chapitre 1 : Contexte et justification

Introduction

La contamination de l'eau par le fer constitue une problématique environnementale et sanitaire préoccupante, influencée à la fois par des sources naturelles (érosion des sols, altération des roches) et anthropiques (activités minières, industrielles et agricoles). À des concentrations élevées, le fer peut devenir toxique pour la faune aquatique, provoquer des phénomènes de bioaccumulation, altérer la qualité de l'eau, et représenter un risque pour la santé humaine, notamment chez les populations vulnérables.

Face aux limites des techniques conventionnelles de traitement (coût élevé, complexité, production de déchets secondaires), l'adsorption apparaît comme une solution alternative efficace, économique et durable. Cette étude met en avant une approche innovante reposant sur un mélange de compost et de poudre de cactus, deux matériaux naturels disponibles localement, qui présentent un fort pouvoir adsorbant vis-à-vis du fer.

En plus de ses performances élevées, cette méthode valorise des déchets organiques et offre des bénéfices environnementaux, économiques et sociaux. Elle constitue ainsi une option prometteuse pour le traitement de l'eau dans les régions à faibles ressources

A. Problématique de pollution par le fer

1. Sources de contamination du fer dans les eaux

La pollution de l'eau par le fer constitue une préoccupation environnementale importante en raison de son potentiel de perturbation écologique et de risques pour la santé humaine (Adjagodo et *al.*, 2016). Bien que le fer soit un élément essentiel pour de nombreux processus biologiques, son accumulation excessive dans les systèmes aquatiques peut entraîner une toxicité et une bioaccumulation, menaçant à la fois les écosystèmes aquatiques et la santé humaine (Gomot De Vaufleury & Gimbert, 2020).

Cette réponse explore les impacts environnementaux et sanitaires de la pollution au fer, en mettant l'accent sur sa toxicité, sa bioaccumulation et ses effets sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine (Aemig et *al.*, 2020).

1.2. Sources de pollution de l'eau par le fer

La pollution de l'eau par le fer peut provenir à la fois de sources naturelles et anthropiques. Les sources naturelles comprennent l'altération des roches riches en fer et l'érosion des sols, tandis que les sources anthropiques telles que les rejets industriels, le ruissellement agricole et les activités minières contribuent de manière significative à la contamination des plans d'eau par le fer (Viana et *al.*, 2021). Par exemple, on a découvert que la rivière Kollidam, dans le Tamil Nadu, en Inde, contenait des niveaux élevés de fer en raison de l'industrialisation et de l'urbanisation rapides. De même, les fleuves Dourados et Brilhante au Brésil présentent de fortes concentrations de fer attribuées aux activités anthropiques et aux caractéristiques du sol (Viana et *al.*, 2021). La contamination par le fer peut provenir de différentes sources:

➤ Activités minières

Activités minières : les opérations minières, en particulier dans les régions riches en fer, augmentent de manière significative les niveaux de fer dans les plans d'eau environnants. par exemple, dans le ch hattisgarh, en inde, l'exploitation minière a entraîné des concentrations élevées de fer dans le sol et dans l'eau, affectant les communautés locales (jha & karn, 2017) (jha & kr, n.d.).

➤ Activités industrielles

Les usines de traitement des métaux, comme celles produisant de l'acier, génèrent aussi des effluents contenant du fer. Ce dernier provient des procédés de fabrication ou de nettoyage, et il est fréquemment rejeté dans les cours d'eau sans traitement suffisant (Sundararajan et *al.*, 2014).

➤ Activités agricoles

L'agriculture utilise souvent des engrais contenant du fer, et lorsque ces engrais sont appliqués en excès, une partie peut être lessivée par les pluies et se retrouver dans les nappes phréatiques ou les rivières (Zhou et *al.*, 2016 ; Sharma et *al.*, 2014). De plus, l'utilisation de produits phytosanitaires et de fongicides à base de fer contribue à la contamination des eaux de surface (Petrovic et *al.*, 2013 ; Singh et *al.*, 2018).

2. Impacts environnementaux et sanitaires

2.1 Toxicité pour la vie aquatique

Le fer, bien qu'essentiel pour de nombreuses formes de vie, devient toxique à des concentrations élevées. Une fois dissous dans l'eau, le fer peut interférer avec le métabolisme des organismes aquatiques. Il peut endommager les branchies des poissons et perturber leur capacité à respirer (Blaise et *al.*, 2001)., des études sur des corégones exposés à de l'eau riche en fer ont montré une diminution de l'activité de la glycogène phosphorylase et de l'activité microsomale de l'EROD dans le foie, ainsi qu'une diminution des concentrations plasmatiques de sodium et de potassium (Lappivaara et *al.*, 1999). De plus, la pollution au fer peut provoquer des anomalies histopathologiques et un stress oxydatif chez les poissons, ce qui peut nuire davantage à leur croissance, à leur reproduction et à leur état de santé général (Khanet et *al.*, 2024).

2.2 Bioaccumulation et risques sanitaires

Le fer en excès peut se bioaccumuler dans les organismes aquatiques, ce qui présente un risque pour les consommateurs finaux de ces ressources, tels que les poissons ou les humains. En effet, la bioaccumulation de fer peut entraîner des perturbations physiologiques, telles que des troubles du métabolisme, et affecter la santé des écosystèmes aquatiques de manière irréversible (Wang et *al.*, 2002).

2.3 Altération de la qualité de l'eau

Un excès de fer dans l'eau peut également entraîner une dégradation de sa qualité, rendant l'eau non potable pour les humains et le bétail. Le fer dissous peut réagir avec d'autres substances dans l'eau pour former des précipités qui peuvent obstruer les systèmes de filtration et de distribution d'eau (Liu et *al.*, 2016).

3. Impacts de la pollution par le fer sur la santé

3.1 Risques pour la santé humaine

La consommation d'eau et de poisson contaminés au fer peut présenter des risques importants pour la santé humaine. La toxicité du fer peut provoquer divers problèmes de santé, notamment des troubles gastro-intestinaux, des lésions hépatiques et rénales et des effets neurologiques (Almashhadany et *al.*, 2024). Par exemple, une étude sur le fleuve Omo en Éthiopie a révélé que l'ingestion d'eau contaminée au fer Exposait les enfants et les adultes à des risques de cancer ainsi qu'à d'autres effets néfastes pour la santé., le chrome, le plomb et le manganèse étant les principaux contributeurs à ces risques (Andemo et *al.*, 2024).

3.2 Bioaccumulation et bioamplification

La bioaccumulation du fer dans les poissons et autres organismes aquatiques peut entraîner une bioamplification dans la chaîne alimentaire, ce qui entraîne une augmentation des concentrations de fer dans les tissus humains. Cela peut entraîner une toxicité chronique et des effets à long terme sur la santé, même à de faibles niveaux D'EXPOSITION (Almashhadany et *al.*, 2024). Par exemple, une étude sur des poissons de l'estuaire d'Ennore en Inde a révélé que la bioaccumulation de fer dans les tissus des poissons présentait un risque non cancérogène pour la santé des consommateurs, en particulier pour le plomb et le FER (Sigamani et *al.*, 2024).

3.3 Populations vulnérables

Certaines populations, comme les enfants et les personnes souffrant de problèmes de santé préexistants, peuvent être plus vulnérables aux effets de la pollution au fer sur la santé (Boczkowski et Lanone, 2019). Par exemple, une étude sur la rivière Kollidam a révélé que les enfants couraient un risque plus élevé d'effets indésirables sur leur santé en raison de leur taux d'ingestion plus élevé d'eau et de poisson contaminés.

Tableau 1 : Principales conclusions sur la pollution par le fer dans différentes régions

Région	Principales conclusion	Citation
Kalimantan du sud	Une importante accumulation de fer dans les zones humide côtière soulève des préoccupation écologique	(Viana et <i>al.</i> , 2021)
Estuaire de l'Ennore	La bioaccumulation de fer dans les tissus des poissons présente des risques non cancérogènes pour la santé	(Sigamani et <i>al.</i> , 2024)
Nord de la Roumanie	Forte contamination des lacs par le fer en raison des activités industrielles et agricoles	(Dippong et <i>al.</i> , 2024)
Rivière Kollidam	Pollution au fer liée au ruissellement industriel et agricole, affectant la vie aquatique	(Viana et <i>al.</i> , 2021)
Rivière Dourados	Niveaux élevés de fer attribués aux activités anthropiques et aux caractéristiques du sol	(Viana et <i>al.</i> , 2021)
Rivière Bijiang	Les biofilms jouent un rôle dans le transfert du fer dans les réseaux trophiques, ce qui met en évidence le potentiel de bioremédiation	(Chen et <i>al.</i> , 2024)
Lac Bellandur	L'accumulation de fer dans les tissus des poissons dépasse les concentrations dans l'eau, ce qui indique une bioaccumulation	(Accumulation of heavy metal In water in certain freshwater fishes of bellandur lake, Karnataka, 2022)
Divers cours d'eau	La contamination des poissons par le fer présente des risques pour la santé, en particulier pour les enfants	(Gondialet et Bharti, 2024)
Fleuve Omo	La présence de fer dans l'eau présente des risques non cancérogènes et cancérogènes pour l'homme	(Andemo et <i>al.</i> , 2024)

B. Solutions existantes et leurs limites

1. Techniques conventionnelles de traitement des eaux polluées au fer

1.1 Précipitation chimique

Cette méthode consiste à ajouter des réactifs chimiques, tels que l'hydroxyde de sodium (NaOH) ou le carbonate de calcium (CaCO_3), pour précipiter le fer sous forme de fer hydroxyde ou de ferrite. Une fois précipité, le fer peut être éliminé par filtration. Cette méthode est relativement simple et efficace à grande échelle, mais elle génère une grande quantité de boues de traitement, qui doivent ensuite être évacuées ou traitées, ce qui représente un coût environnemental et économique non négligeable (Guan et *al.*, 2011).

1.2 Échange d'ions

L'échange d'ions consiste à faire passer l'eau à travers des résines échangeuses d'ions qui capturent les cations métalliques comme le fer et les remplacent par des ions non polluants (souvent des ions sodium ou calcium). Bien que cette méthode soit efficace pour réduire la concentration de fer dans les eaux, elle est coûteuse à long terme en raison de la nécessité de régénérer régulièrement les résines et de la gestion des produits de régénération (Vikesland et *al.*, 2007). De plus, les résines d'échange d'ions peuvent saturer rapidement et nécessitent un entretien continu.

1.3 Membranes (osmose inverse et microfiltration)

Ces technologies utilisent des membranes semi-perméables pour séparer les particules de fer de l'eau. L'osmose inverse est particulièrement efficace, mais elle nécessite un équipement coûteux et une énergie significative pour fonctionner. Elle génère également des concentrés qui doivent être traités, ce qui augmente encore le coût (Meng et *al.*, 2009). Les membranes peuvent également se boucher, nécessitant un entretien régulier et coûteux.

➤ Limites des solutions classiques

Les principales limites des solutions classiques de lutte contre la pollution par le fer sont les coûts opérationnels élevés, la génération de polluants secondaires et le manque de DURABILITE (SHARMA ET AL., 2014). Par exemple, les coagulants chimiques tels que l'alun peuvent introduire des sous-produits nocifs dans l'eau, et les adsorbants synthétiques peuvent ne pas être biodégradables, ce qui pose des problèmes environnementaux. De plus, ces méthodes peuvent ne pas convenir aux systèmes de traitement de l'eau à petite échelle ou décentralisés en raison de leur complexité et de leur COUT (MOHAMMED ET AL., 2020) (JHA ET MISHRA, 2024).

- **Coûts élevés :** Les méthodes classiques telles que l'échange d'ions et la filtration membranaire nécessitent des investissements financiers importants à la fois pour la configuration et la maintenance (Ayach et *al.*, 2024).
- **Complexité :** Ces techniques impliquent souvent des processus complexes qui peuvent compliquer la gestion opérationnelle (Rani et *al.*, 2019).

- **Inefficacité :** De nombreuses méthodes traditionnelles produisent des boues toxiques et peuvent ne pas éliminer efficacement tous les contaminants, en particulier dans des conditions d'eau (Anjum, 2017).

2. Adsorption comme alternative

L'adsorption est une technique de séparation polyvalente utilisée pour éliminer les contaminants des gaz et des liquides, avec des applications dans la purification de l'air, le traitement des eaux usées et les procédés industriels (Le Cloirec, 2003 ; Sun & Meunier, 2003). Elle implique l'attraction de molécules sur des surfaces solides poreuses par le biais d'interactions physiques et chimiques (Sun & Meunier, 2003). La biosorption, utilisant des matériaux dérivés de la biomasse, offre une alternative rentable pour l'élimination des métaux lourds des eaux usées (Tejada-Tovar et al., 2015). Les facteurs influençant l'efficacité de l'adsorption comprennent le pH, la taille des particules, la température et la concentration des contaminants (Tejada-Tovar et al., 2015). Dans le traitement de l'air, les procédés d'adsorption peuvent éliminer efficacement les composés organiques volatils, les molécules odorantes et d'autres polluants sur une large gamme de concentrations et de débits (Le Cloirec, 2003). D'autres sorbants, tels que la craie et la poussière de ciment, ont également été étudiés pour la désulfuration des gaz de combustion dans les chambres de combustion à lit fluidisé (Dennis et Hayhurst, 1989). L'efficacité, la simplicité et la facilité d'utilisation de l'adsorption en font une option intéressante pour diverses applications industrielles (Le Cloirec, 2003).

3. Avantages de l'adsorption

➤ Faible coût et efficacité énergétique

L'adsorption est une méthode rentable par rapport à d'autres technologies telles que l'échange d'ions et la séparation par membrane, qui nécessitent un apport financier et un espace important (PATEL, 2017). Il consomme également moins d'énergie, ce qui le rend adapté aux applications à grande échelle (Andrade et al., 2018).

➤ Rentabilité

Les techniques d'adsorption utilisent des matériaux peu coûteux, ce qui les rend économiquement viables pour les applications à grande échelle (Singh et al., 2020).

➤ Haute performance

La méthode est très efficace pour éliminer les polluants tels que les colorants, les pesticides et les composés phénoliques des eaux usées, avec des capacités d'adsorption élevées observées lorsque les adsorbants ont une surface et une porosité élevées.

➤ **simplicité et versatilité**

Les procédés d'adsorption sont simples à utiliser et peuvent être appliqués sur une large plage de températures et de pressions, ce qui les rend polyvalents pour différentes conditions environnementales (SHARMA ET AL., 2021).

➤ **Durabilité**

De nombreux adsorbants sont dérivés de déchets agricoles et industriels, ce qui contribue à la minimisation des déchets et à la durabilité environnementale (SINGH ET AL., 2020).

➤ **Efficacité**

Les adsorbants tels que le charbon actif, les argiles et le biochar ont montré une efficacité d'élimination élevée des métaux lourds, y compris le fer (ANJUM, 2017 ; RANI ET AL., 2019).

4. Matériaux utilisés pour l'adsorption

4.1 CHARBON ACTIF

Largement utilisé en raison de sa surface élevée et de son volume microporeux, le charbon actif est efficace pour capter le CO₂ et d'autres polluants. Ses performances peuvent être améliorées en introduisant des groupes fonctionnels (SHARMA ET AL., 2021).

4.2 ARGILES

ce sont des matériaux peu coûteux qui ont été utilisés avec succès pour adsorber les produits pharmaceutiques et autres contaminants présents dans l'eau, offrant ainsi une alternative durable aux adsorbants plus onéreux (ANDRADE ET AL., 2018).

4.3 Biochar

Dérivé de la biomasse, le biochar est un adsorbant prometteur pour le captage du CO₂ et le traitement des eaux usées, offrant une option renouvelable et rentable (SHARMA ET AL., 2021 ; SHINDEETPATIL, 2021).

C. Innovation de cette étude

1. Pourquoi utiliser un mélange compost + cactus ?

Une innovation prometteuse pour lutter contre la pollution par le fer consiste à utiliser un mélange de compost et de poudre de cactus comme adsorbant naturel. Cette approche tire parti de la disponibilité abondante de déchets organiques, tels que le compost, et des propriétés uniques de la poudre de cactus, riche en mucilages et en autres groupes fonctionnels capables de lier efficacement les métaux lourds, notamment le fer (VARGAS-SOLANO ET AL., 2022 ; GONZALEZ-AVILEZ ET AL., 2024).

L'utilisation de compost et de poudre de cactus présente plusieurs avantages par rapport aux méthodes classiques. Il s'agit notamment de:

➤ Rentabilité

Le compost et la poudre de cactus sont facilement disponibles et peu coûteux, ce qui rend cette méthode adaptée aux applications de traitement de l'eau décentralisées et à grande échelle.

➤ Durabilité Environnementale

L'utilisation de déchets organiques réduit le besoin de produits chimiques synthétiques et minimise l'impact environnemental du processus de traitement.

➤ Haute efficacité

Il a été démontré que la combinaison de compost et de poudre de cactus permet d'atteindre une efficacité d'élimination du fer élevée, dépassant souvent 90 % dans des conditions OPTIMALES (NOUGBODE ET AL., 2013 ; VARGAS-SOLANO ET AL., 2022 ; GONZALEZ-AVILEZ ET AL., 2024).

2. Valorisation de déchets organiques locaux

2.1 Implications environnementales

La valorisation des déchets organiques pour le traitement de l'eau présente des avantages environnementaux importants. En convertissant les déchets en adsorbants précieux, cette approche réduit le besoin de produits chimiques synthétiques et minimise l'impact environnemental de l'élimination des déchets. De plus, l'utilisation de matériaux naturels tels que le compost et la poudre de cactus favorise la durabilité et contribue à une économie circulaire (Dey ETHARIPAVAN, 2022 ; JHA ETMISHRA, 2024).

2.2 Implications économiques

D'un point de vue économique, l'utilisation de déchets organiques pour le traitement de l'eau est très rentable. La disponibilité de ces matériaux à faible coût ou gratuitement réduit les dépenses globales liées au traitement de l'eau, la rendant accessible aux communautés et aux industries qui ne disposent peut-être pas des ressources nécessaires pour les méthodes conventionnelles (Gustavsson et al., 2011). En outre, la valorisation des déchets organiques crée des opportunités de génération de revenus grâce à la vente de matériaux adsorbants et à la fourniture de services de traitement de l'eau (Dey et Haripavan, 2022 ; Jhaetmishra, 2024).

Implications sociales

L'adoption de cette approche innovante a également des implications sociales positives. En fournissant une solution durable et peu coûteuse pour le traitement de l'eau, elle peut améliorer l'accès à l'eau potable dans les communautés mal desservies, améliorant ainsi la santé publique et la qualité de vie (Stebbins et al., 2013)). En outre, l'utilisation de déchets organiques soutient les économies locales en créant des emplois dans la collecte, le traitement et la distribution de ces matériaux (DEY ETHARIPAVAN, 2022 ; JHAETMISHRA, 2024).

Conclusion

La contamination de l'eau par le fer est un problème complexe influencé à la fois par des facteurs naturels et anthropiques. Il est essentiel de comprendre les sources et les mécanismes spécifiques qui contribuent à la contamination par le fer pour développer des stratégies ciblées visant à atténuer ses impacts sur la santé humaine et l'environnement. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour relever les défis posés par la contamination par le fer, en particulier dans les régions aux ressources et infrastructures limitées.

Chapitre 2 : Revue de la littérature

Introduction

Le traitement des eaux et des sols contaminés par les métaux lourds représente un défi majeur pour l'environnement et la santé humaine. (Hassan, S. et al. 2017) L'utilisation de matériaux naturels pour l'adsorption des métaux lourds, tels que le compost et le mucilage de cactus (*Opuntia spp.*), offre une solution écologique et durable.(Hassan, S. et al. 2017) Le compost, avec ses propriétés biologiques et sa structure poreuse, interagit efficacement avec les ions métalliques, tandis que le mucilage, riche en polysaccharides, agit comme un hydrocolloïde naturel pour capter les métaux.(Sakr, A. et al. 2013 : Gebresamuel & Mariam2012) Cette combinaison présente des avantages importants en termes de stabilité mécanique, de régénération et d'amélioration de la capacité d'adsorption. (Choudhary, Kumar & Neogi 2020) Elle offre ainsi une approche rentable et durable pour la dépollution des eaux et des sols, en particulier dans les zones contaminées par les métaux lourds issus de l'industrie minière et agricole. (Acharya, A. et al. 2023)

1. Le Compost Comme Adsorbant

Les déchets municipaux solides (DMS), principalement composés de résidus de cuisine et de jardin, font l'objet d'un intérêt croissant pour le compostage, une pratique adoptée par de nombreuses collectivités locales (Otten, 2001). Le compostage des matières organiques constitue une alternative efficace à l'enfouissement, permettant non seulement de détourner une part significative des déchets des sites de décharge, mais aussi de produire un amendement organique à faible coût, utilisable en agriculture (Eriksen et *al.*, 1999 ; Wolkowski,2003).

Cette orientation est motivée par divers facteurs économiques et environnementaux, notamment la capacité limitée des sites d'enfouissement, les coûts élevés de gestion et de transport des déchets, les réglementations environnementales de plus en plus strictes, ainsi que le besoin de réduire l'usage des engrais chimiques. À cela s'ajoutent l'amélioration des capacités de recyclage domestique et la qualité croissante des composts produits (He et *al.*, 1992; Otten, 2001 ; Hansen et *al.*, 2006).

Au Canada, des centres de compostage municipaux tels que ceux de Guelph (Ontario) et de Lunenburg (Nouvelle-Écosse) ont permis de détourner respectivement plus de 70 % et 67 % des déchets des décharges (Otten, 2001).

En plus de réduire le volume des déchets, le compostage des DMS permet d'éliminer les pathogènes, de limiter la germination des adventices en milieu agricole et de neutraliser les odeurs désagréables (Jakobsen, 1995).

Par ailleurs, avec l'essor de l'agriculture biologique, l'intérêt pour le compost issu des DMS ne cesse de croître en raison de ses effets bénéfiques sur les propriétés biologiques, physiques et chimiques des sols (Iglesias-Jimenez et Alvarez, 1993).

1.1 Les propriétés physiques & chimiques

La présente étude vise à caractériser le compost en tant que biosorbant naturel des métaux lourds. Ce matériau possède une structure poreuse qui lui confère une grande surface de contact, favorable à l'interaction avec les contaminants métalliques. Il contient également une diversité de groupes fonctionnels tels que les hydroxyles, carboxyles et phénoliques, connus pour leur rôle dans les mécanismes de complexation et d'adsorption des ions métalliques (Zhang, 2011 ; Gusiatin & Kulikowska, 2015). En outre, la richesse du compost en matière organique, notamment en acides humiques et fulviques, permet de former une interface chimique active favorisant la rétention durable des métaux lourds dans les phases solides du sol (Khan et al., 2009 ; Gusiatin & Kulikowska, 2015).

➤ La Matière Organiques

Le compost est particulièrement riche en matière organique, composée principalement d'acides humiques, fulviques et d'humine (Stevenson, 1994). Ces substances organiques, en raison de leur structure chimique complexe, possèdent une forte capacité à fixer les métaux lourds (Senesi & Loffredo, 1999 ; Chen, Senesi & Schnitzer, 1977). Elles disposent de nombreux sites réactifs — tels que les groupements carboxyles, hydroxyles ou phénoliques — qui leur permettent d'interagir efficacement avec les ions métalliques (García-Gil et al., 2004). Ces interactions mènent à la formation de complexes stables, réduisant ainsi la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans les sols (Hsu & Lo, 2000).

➤ La Surface Poreuse

La structure poreuse du compost joue un rôle essentiel dans l'adsorption des métaux lourds. En augmentant la surface spécifique, elle offre davantage de sites actifs pour fixer les ions métalliques (Hussein et al., 2007 ; Zhang et al., 2011). Cette porosité favorise également la diffusion des contaminants à l'intérieur du matériau, améliorant ainsi l'efficacité globale du processus d'adsorption (Kadirvelu et al., 2003). En parallèle, cette porosité améliore la circulation de l'air, ce qui stimule le développement de la microflore. L'activité microbienne contribue à la dégradation de la matière organique et favorise aussi la biosorption des contaminants métalliques, grâce à la production d'enzymes telles que la déshydrogénase, l'uréase ou la phosphatase (Bastida et al., 2008). L'ajout de compost permet donc à la fois une amélioration des propriétés physico-chimiques du sol et une intensification de l'activité biologique, rendant la rétention des métaux plus efficace (Tang et al., 2020)

➤ Les groupes fonctionnelles

La matière organique du compost contient des groupes fonctionnels actifs — tels que les carboxyles ($-\text{COOH}$), phénols ($-\text{OH}$) et amines ($-\text{NH}$) — essentiels dans l'adsorption des métaux lourds (Stevenson, 1994 ; García-Gil et al., 2004). Ces groupes peuvent former des liaisons de coordination ou des complexes stables avec les ions métalliques, ce qui réduit leur mobilité dans l'environnement et limite leur absorption par les plantes (Senesi & Loffredo, 1999 ; Chen et al., 1977).

1.3 Etudes antérieures sur l'adsorption de métaux lourds par le compost

L'absorption biologique des métaux lourds par le compost constitue une méthode efficace et durable pour atténuer la pollution des sols et de l'environnement provoquée par ces éléments toxiques (Huang et Zhu, 2016). Le compost, notamment grâce à sa richesse en matière organique comme l'humine, contient des groupes fonctionnels actifs tels que les carboxylates ($-\text{COOH}$) et les phénols ($-\text{OH}$), qui jouent un rôle crucial dans les interactions chimiques avec les métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd) et le chrome

(Cr) (Stevenson, 1994 ; García-Gil et al., 2004). Ces interactions favorisent la stabilisation des métaux dans le sol, en limitant leur solubilité et leur mobilité, ce qui réduit considérablement leur biodisponibilité pour les plantes et leur transfert potentiel vers les nappes phréatiques (Kulikowska & Gusiati, 2015). En parallèle, le processus de compostage favorise le développement de bactéries naturellement résistantes aux métaux lourds. Ces micro-organismes ne se contentent pas d'enrichir la biodiversité microbienne du sol ; ils jouent également un rôle central dans la rétention des métaux par des mécanismes de biosorption, renforçant ainsi l'efficacité du compost en tant qu'agent stabilisateur (Huang et al., 2016).

De plus, l'application de compost contribue à l'amélioration des propriétés physiques et biologiques du sol. Il augmente notamment la porosité, favorise l'activité microbienne bénéfique, et améliore la structure générale du sol (Bernal et al., 2009). Ces effets combinés facilitent le stockage des métaux sous des formes peu mobiles et peu disponibles, réduisant ainsi les risques de pollution diffuse ou d'accumulation toxique dans les écosystèmes agricoles.

2. Le cactus comme matériau biosorbant

2.1 Propriétés mucilagineuses du cactus

Le genre *Opuntia*, faisant partie de la famille des Cactacées, est largement cultivé dans les régions arides et semi-arides de nombreux pays en raison de son efficacité à utiliser l'eau (Nobel, 1988). Cette plante est principalement exploitée pour ses fruits, mais elle est également utilisée pour ses jeunes tiges comestibles (nopalitos) dans certains pays comme le Mexique (Pimienta-Barrios, 1990). En plus de ces applications alimentaires, *Opuntia* présente un grand potentiel pour d'autres utilisations industrielles grâce à ses propriétés uniques. Les cladodes, qui sont des tiges modifiées servant à la photosynthèse, sont riches en mucilage, un polysaccharide ayant des propriétés hydrocolloïdales exceptionnelles, ce qui lui permet de retenir l'eau de manière efficace (Russel & Felker, 1987 ; Mohamed-Yasseen et al., 1996).

Le mucilage, présent dans les cladodes et les fruits d'*Opuntia*, joue un rôle clé dans la physiologie de la plante en l'aidant à survivre dans des conditions de stress hydrique (Trachtenberg & Mayer, 1981 ; Sáenz et al., 2004). Ce polysaccharide hydrophile agit comme un réservoir d'eau intracellulaire, maintenant l'hydratation des tissus et contribuant à la régulation osmotique, en particulier lors des périodes de sécheresse prolongée (Sepúlveda et al., 2007). En effet, ce polysaccharide est capable de maintenir l'humidité dans les cellules de la plante, ce qui lui permet de résister à des conditions climatiques défavorables (Saag et al., 1975). De plus, les recherches de Goldstein et Nobel (1991) ont montré que la haute teneur en mucilage extracellulaire contribue à la nucléation de la glace à des températures proches du point de congélation, rendant la déshydratation cellulaire plus progressive et moins dommageable (Goldstein & Nobel, 1991).

Les propriétés uniques du mucilage d'*Opuntia* en font un matériau d'intérêt croissant pour des applications industrielles, en particulier dans les secteurs alimentaires et pharmaceutiques (Sáenz et *al.*, 2004 ; Medina-Torres et *al.*, 2000). Son rôle en tant qu'hydrocolloïde polysaccharidique pourrait offrir des avantages dans la formulation de divers produits, notamment en tant qu'agent épaississant, stabilisant, ou gélifiant naturel (Rogel-Mendoza et *al.*, 2017).

➤ Valeur nutritive

Le mucilage est un type de fibre alimentaire, généralement retrouvé dans des fruits, légumes, grains, fruits à coque et légumineuses. Il est constitué de composés qui ne peuvent être digérés par l'homme, car ils sont résistants aux enzymes digestives. La fibre alimentaire comprend plusieurs composants chimiques résistants aux enzymes, tels que la cellulose, l'hémicellulose, la pectine, la lignine et les gommages, dont le mucilage fait partie (Spiller, 1992 ; Periago et *al.*, 1993). En fonction de leur solubilité dans l'eau, les fibres alimentaires sont classées en deux catégories : solubles et insolubles (Srichand et *al.*, 2012).

2.2 Les propriétés physiques & chimiques

Tableau 2 : Les propriétés physiques du compost

Paramètre	Valeur / Description
Apparence	Matière organique brun foncé à noire, texture granulaire ou fibreuse selon les intrants
Densité sèche apparente	0,4 à 0,8 g/cm ³
Humidité	30 % à 50 % à l'état frais
Granulométrie	Dépend du tamisage ; souvent < 2 mm pour les analyses
pH	Neutre à légèrement basique (6,5 – 8,5)
Conductivité électrique (CE)	1 à 5 mS/cm, indicateur de la concentration en sels solubles

Tableau 3 : Les propriétés chimiques du compost

Paramètre	Valeur / Description
Matière organique	Élevée, souvent > 40 %
Carbone organique (C)	20 – 30 %
Azote total (N)	0,5 – 2 %, majoritairement sous forme organique
Rapport C/N	Optimal entre 10 et 20
Minéraux	Présence de Ca, K, Mg, Fe, Zn, Cu sous formes biodisponibles
Cendres	20 % à 50 % (fraction minérale selon les intrants)

Tableau 4 : Les propriétés physiques d'*Opuntia ficus-indica* (OFI) – poudre de raquettes séchées

Paramètre	Valeur / Description
Aspect	Poudre fine, de couleur verte à brunâtre
Granulométrie	Tamisée généralement à 100–200 µm
Humidité (après séchage)	Inférieure à 10 %
Texture	Légère, fibreuse et hautement absorbante
Capacité de rétention d'eau	Très élevée (> 400 % du poids sec)

Tableau 5 : Les propriétés chimiques d'*Opuntia ficus-indica* (OFI) – poudre de raquettes séchées

Paramètre	Valeur / Description
Matière organique	Très riche, > 80 %
Polysaccharides (mucilages, pectines)	Jusqu'à 50 % de la matière
Carbone organique	Élevé, autour de 40–50 %
Azote total	Faible à modéré (0,5–1 %)
Rapport C/N	Élevé (souvent > 30)
Minéraux	Contient Ca, Mg, K, Fe, Zn, Mn
Ph	Légèrement acide à neutre (5,5 – 7,0)

2.3 Exemple d'utilisation d'*Opuntia* spp. dans le traitement des eaux

1. Traitement des eaux usées minières

Le mucilage extrait des cladodes d'*Opuntia ficus-indica* possède des propriétés physico-chimiques remarquables, telles qu'une forte capacité de rétention d'eau, une viscosité élevée et une structure chimique riche en polysaccharides, principalement en arabinogalactanes. Ces caractéristiques rendent le mucilage intéressant pour différentes applications industrielles, y compris le traitement des eaux. Bien que l'étude de Quintero-García et al. (2021) se concentre principalement sur la comparaison entre le mucilage extrait de cladodes frais et déshydratés, elle met en évidence le potentiel fonctionnel de ce biopolymère naturel, ouvrant ainsi des perspectives pour son utilisation comme agent de coagulation ou de floculation dans la purification de l'eau, notamment dans des contextes tels que le traitement des eaux usées minières.

2. Adsorption de métaux lourds (Cu, Zn) dans les eaux simulées

L'utilisation de matériaux naturels comme *Opuntia ficus-indica* s'est révélée efficace pour éliminer des métaux lourds tels que le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) présents dans des solutions aqueuses simulées. Une étude menée par **Barbera et al. (2023)** a montré que les cladodes non traités de cette plante permettent de retirer de manière significative des ions comme Ni(II), Pb(II), Cu(II) et Cd(II). Cette capacité d'adsorption est principalement due à la présence de groupes fonctionnels actifs sur leur surface, notamment les groupes hydroxyles et carboxyles, qui interagissent chimiquement avec les ions métalliques. D'après ces résultats, *Opuntia ficus-indica* représente une alternative durable, accessible et peu coûteuse pour traiter les eaux polluées par les métaux lourds (Barbera et al., 2023).

3. Réduction de la turbidité et des matières organiques

Le mucilage extrait de *Opuntia ficus-indica* agit comme un flocculant naturel capable de regrouper les particules en suspension, ce qui permet de clarifier l'eau et de réduire sa turbidité. Cette propriété est particulièrement utile dans le traitement des eaux usées, notamment industrielles. En plus de diminuer la turbidité, le mucilage contribue également à l'élimination des matières organiques. Ces effets ont été démontrés dans des études menées par Bustillos et al. (2013) pour les eaux industrielles, ainsi que par Deshmukh et Hedao (2019) dans le cadre du traitement des eaux usées domestiques.

4. Traitement des eaux usées domestiques et industrielles

Des études ont montré que le mucilage de *Opuntia ficus-indica* peut servir de flocculant naturel pour traiter aussi bien les eaux usées domestiques que les eaux industrielles. Son action regroupe les particules, réduisant ainsi la turbidité de l'eau et capturant efficacement les matières organiques et les métaux lourds. Cette méthode s'avère à la fois écologique et économique, car elle diminue l'usage de produits chimiques coûteux et potentiellement nocifs. Les recherches de Deshmukh & Hedao (2019) ont mis en évidence une performance notable sur la diminution de la turbidité et de la demande chimique en oxygène (COD) dans les eaux municipales. De plus, (Barbera et al. (2023)) ont confirmé que ce mucilage élimine également divers métaux (Ni, Pb, Cu, Cd) par adsorption, attestant de son double rôle dans le traitement des eaux contaminées.

5. Applications dans le traitement des eaux agricoles

Dans les zones agricoles, l'eau est souvent chargée en métaux lourds et en résidus de produits chimiques agricoles. Le mucilage extrait d'*Opuntia ficus-indica* s'est révélé efficace pour purifier cette eau avant son utilisation en irrigation, réduisant ainsi les risques de contamination des sols et des cultures. Grâce à ses propriétés flocculantes naturelles, il permet d'éliminer divers polluants de manière durable. Une étude réalisée sur les eaux du fleuve

Yautepec, au Mexique, a démontré que ce mucilage pouvait réduire la turbidité de plus de 70 % et éliminer plus de 90 % du fer et du manganèse, ainsi qu'une grande partie d'autres métaux comme le chrome et

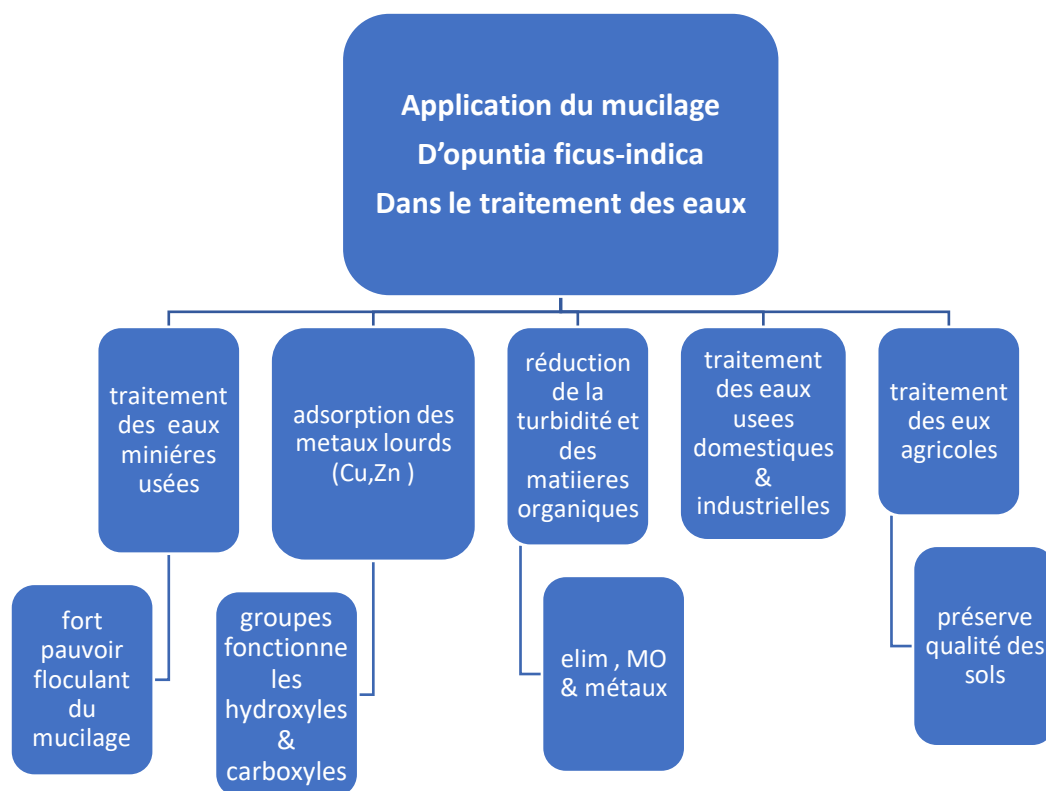


Figure 1 : Diagramme de l'Application du mucilage d'Opuntia ficus-indica dans le traitement des eaux

4. Synergie compost-cactus

4.1 Hypothèses sur les mécanismes combinés

L'intégration du compost et du mucilage d'*Opuntia* (*Opuntia spp.*) pourrait créer une synergie efficace pour la dépollution des eaux et des sols contaminés par les métaux lourds. Le compost améliore la structure du sol et favorise l'activité microbienne, tandis que le mucilage d'*Opuntia* agit comme un flocculant naturel pour adsorber les métaux lourds. Cette combinaison pourrait offrir une solution écologique et durable pour la gestion des contaminants dans les environnements agricoles et industriels (Vargas-Solano et al., 2021).

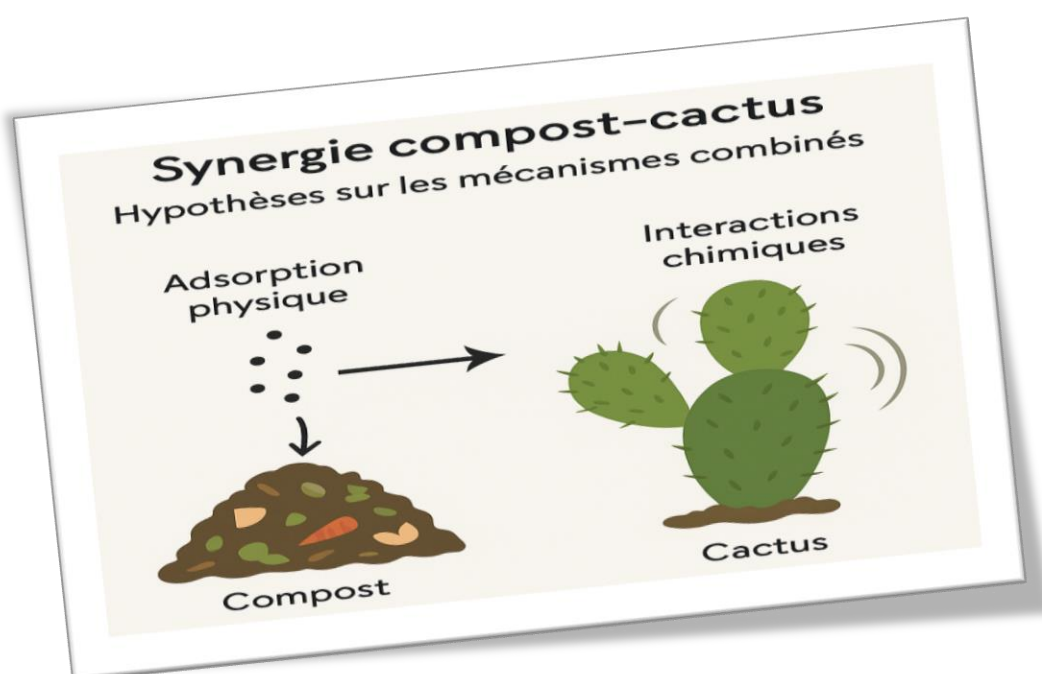


Figure 2 : Mécanismes d'action combinés du compost et du cactus dans l'épuration des eaux

4.1.1 Adsorption physique (physisorption)

Les surfaces poreuses du compost, notamment les humines, et la viscosité du mucilage d'*Opuntia* permettent une adsorption rapide des ions métalliques par interactions faibles, telles que les forces de Van der Waals et le piégeage mécanique. Le mucilage forme un gel visqueux dans l'eau, capturant physiquement les particules métalliques et colloïdales. Des études ont démontré que le mucilage extrait d'*Opuntia ficus-indica* possède des propriétés colloïdales, notamment une capacité de rétention d'eau supérieure à celle de la pectine, ce qui le rend efficace pour réduire la turbidité de l'eau (Vargas-Solano et al., 2021).

4.1.2 Interactions chimiques (chemisorption)

Les groupes fonctionnels polaires ($-\text{COOH}$, $-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$) présents dans l'humine et le mucilage peuvent former des complexes avec les métaux lourds tels que Cu^{2+} , Pb^{2+} et Cd^{2+} . Des réactions de complexation et de précipitation avec les ions métalliques pourraient se produire, par exemple : $\text{Pb}^{2+} + 2\text{COO}^- \rightarrow \text{Pb}(\text{COO})_2$ (complexe stable). Le compost joue un rôle crucial dans la régulation du pH du milieu, ce qui stabilise la spéciation des métaux et favorise leur précipitation ou leur immobilisation par le mucilage (Goldstein & Nobel, 1991).

3.1.3 Rôle des microorganismes du compost

Les bactéries résistantes aux métaux présentes dans le compost peuvent transformer chimiquement les métaux (réduction/oxydation), améliorer la biodégradation des polluants organiques et produire des exopolysaccharides semblables au mucilage, renforçant ainsi la rétention des métaux. Une étude a évalué les rôles de différentes communautés bactériennes résistantes aux métaux et riches en humines issues du compostage dans l'élimination des métaux lourds (Wei et *al.*, 2018).

3.1.4 Effet tampon et stabilisation

Le compost régule le pH du milieu, ce qui stabilise la spéciation des métaux et favorise leur précipitation ou leur immobilisation par le mucilage (Park et *al.*, 2011 ; Huang et *al.*, 2016). Des recherches ont montré que le compostage a le potentiel de réduire la biodisponibilité des métaux lourds, ce qui est essentiel pour la gestion des sols contaminés (Kulikowska & Gusiati, 2015 ; Zhang et *al.*, 2011).

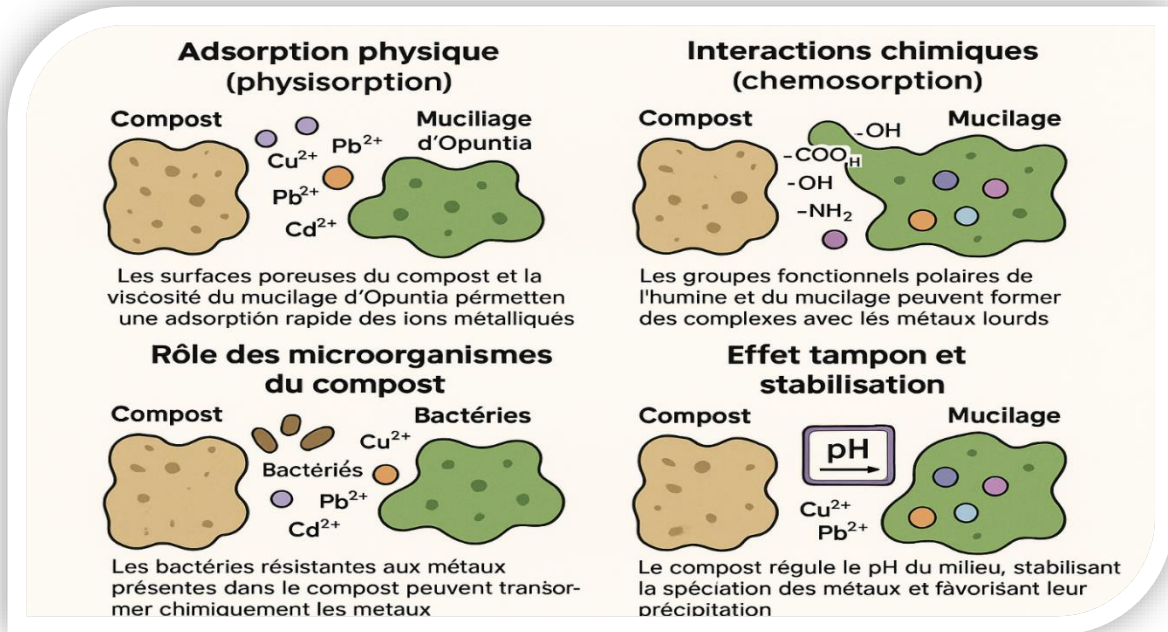


Figure 3 : Mécanismes de rétention des métaux lourds par le mélange compost–mucilage d'*Opuntia*

4.2 Avantages attendus

➤ Stabilité mécanique

La stabilité mécanique d'un matériau comme le mélange compost–mucilage de *Opuntia ficus-indica* désigne sa capacité à résister aux contraintes physiques (pression, humidité) sans se déformer ni se dégrader. Cette qualité est essentielle pour que le matériau conserve son intégrité dans des environnements variables, assurant un usage durable sur le long terme. Cette notion a été décrite dès (Goldstein & Nobel, 1991), qui ont étudié les relations hydriques et la résistance des tissus de cactus. Des travaux plus récents, comme ceux, confirment l'importance de cette caractéristique pour garantir la robustesse des matériaux biologiques dans des milieux variables.

➤ Régénération

Des travaux récents ont montré que le mucilage d'*Opuntia ficus-indica*, lorsqu'il est activé, conserve une excellente efficacité pour l'élimination des métaux lourds comme le chrome, le cuivre, le plomb et le nickel, même après plusieurs utilisations. Une recherche menée en 2024 a notamment révélé que ce matériau naturel peut être régénéré à travers des cycles de lavage et de désorption, tout en maintenant plus de 80 % de sa capacité d'adsorption après cinq utilisations successives (Alzharani et al., 2024).

➤ **Capacité d'adsorption améliorée**

La capacité d'un matériau à retenir les métaux lourds dans l'eau peut être fortement améliorée grâce à deux caractéristiques principales : une grande surface active et la présence de groupes chimiques spécifiques comme les carboxyles et les hydroxyles (Babel & Kurniawan, 2003). Ces éléments favorisent les interactions avec les ions métalliques, ce qui augmente l'efficacité de l'adsorption (Yan et al., 2015). Plusieurs études confirment ce rôle essentiel des groupes fonctionnels et de la structure du matériau dans le piégeage des polluants (Wang & Chen, 2009 ; Mohan & Pittman, 2006).

Conclusion

Le compostage et l'utilisation du mucilage extrait de *Opuntia ficus-indica* représentent deux approches naturelles complémentaires pour répondre aux défis environnementaux, notamment en matière de dépollution. Le compostage permet une valorisation efficace des déchets organiques, tout en contribuant à la réduction des métaux lourds grâce à l'action des micro-organismes et à la formation de composés humiques stabilisateurs (Chen et al., 2015 ; Wei et al., 2018). Parallèlement, le mucilage des cactus du genre *Opuntia*, adapté aux environnements arides, se distingue par ses propriétés floculantes et adsorbants. Il est capable d'éliminer efficacement les particules en suspension et certains contaminants métalliques présents dans les eaux usées (Saag et al., 1975). L'association de ces deux matériaux naturels ouvre la voie à des solutions durables pour le traitement des sols et des eaux, en particulier dans les zones semi-arides, tout en réduisant la dépendance aux traitements chimiques traditionnels (Goldstein & Nobel, 1991).

Chapitre 3 : Bases théoriques de l'adsorption

Introduction

L'adsorption des métaux lourds à partir des eaux usées est un domaine d'étude crucial pour le traitement des polluants environnementaux. Les méthodes d'adsorption utilisent divers matériaux, allant des adsorbants conventionnels aux matériaux nanostructures, pour capturer et éliminer les ions métalliques des solutions aqueuses. Plusieurs mécanismes d'adsorption, tels que l'adsorption physique, la chimisorption, l'échange ionique et la complexation, interviennent dans ce processus, offrant des solutions adaptées à différents types de contaminants. Selon diverses études (Burakov et al., 2018; Chai et al., 2021), les matériaux à base de carbone et les nanomatériaux ont montré une efficacité particulière pour l'adsorption des métaux lourds, grâce à leur grande surface spécifique et à la possibilité de moduler leurs propriétés chimiques. Ces processus d'adsorption peuvent être régénérés et appliqués dans des cycles multiples, rendant la méthode économiquement viable (Tripathi et Ranjan, 2015). En outre, des recherches récentes ont mis en évidence l'importance des biosorbants, tels que les bactéries et les algues, dans l'élimination des métaux lourds des eaux usées, grâce à leur faible coût et leur facilité de régénération (Abbas et al., 2016). Cette revue explore les mécanismes d'adsorption et leur application dans le traitement des eaux usées, en mettant l'accent sur les matériaux conventionnels et avancés.

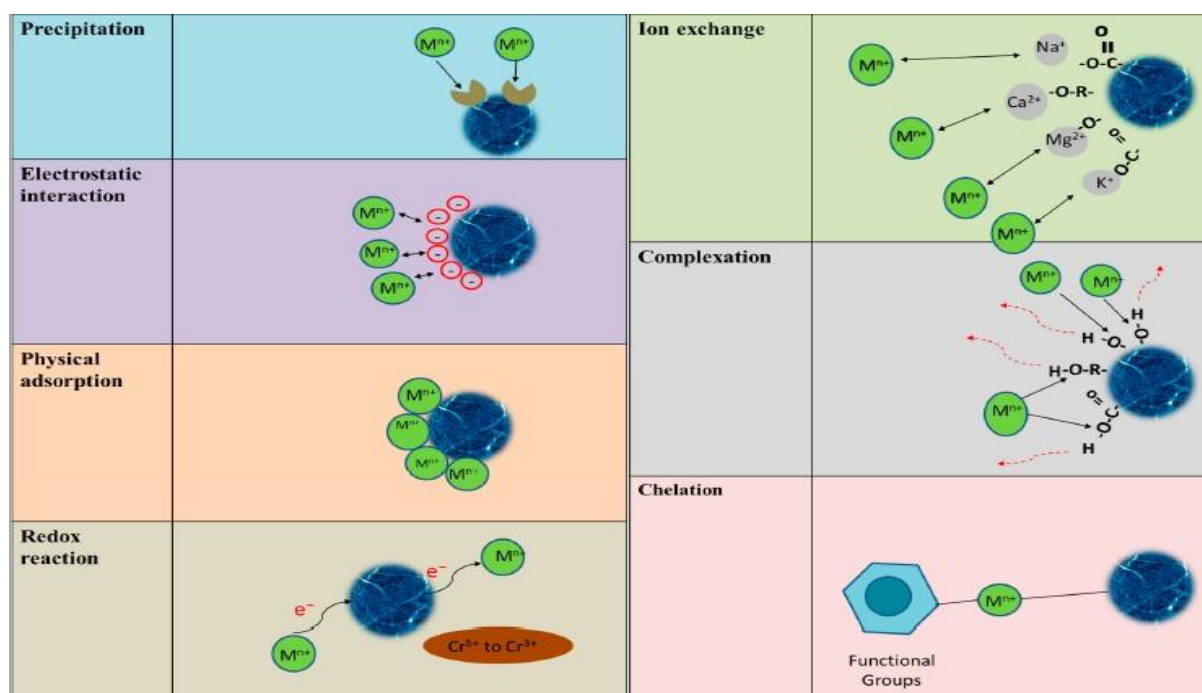


Figure 4 : Principaux mécanismes d'interaction entre les métaux lourds et les biomatériaux adsorbants

1. Mécanismes d'adsorption

L'adsorption des métaux lourds à la surface de matériaux comme le compost et le mucilage de cactus se fait par deux mécanismes principaux : la physisorption et la chimisorption (Nguyen et al., 2013 ; Foo & Hameed, 2010). Ces deux processus ont des caractéristiques distinctes qui influencent l'efficacité de l'adsorption des contaminants. La physisorption implique des interactions faibles de type Van der Waals, souvent réversibles, tandis que la chimisorption repose sur la formation de liaisons chimiques fortes entre les ions métalliques et les groupes fonctionnels du matériau (Rao et al., 2002 ; Miretzky & Cirelli, 2010).

Physisorption

La physisorption est un phénomène physique dans lequel les ions métalliques sont attirés à la surface du matériau par des forces faibles, principalement les forces de Van der Waals (Dąbrowski, 2001 ; Wang & Guo, 2020). Ce processus ne nécessite pas de réactifs chimiques et se produit souvent à température ambiante, ce qui en fait une méthode simple et réversible pour l'élimination des contaminants (Babel & Kurniawan, 2003).

■ Caractéristiques

- Interactions faibles (forces de Van der Waals) .
- Non spécifique : les ions métalliques sont adsorbés par attraction physique .
- Réversible : l'adsorption peut être facilement inversée, par exemple, par des variations de température ou de pression (Koh et al., 2010) .
- Moins sélective que la chimisorption.

➤ La Chimisorption

La chimisorption, en revanche, implique une interaction chimique plus forte entre le métal et le matériau adsorbant. Cela peut inclure la formation de liaisons covalentes ou ioniques entre les groupes fonctionnels présents dans le compost et le mucilage (comme les groupes –COOH, –OH, et –NH₂) et les ions métalliques (Liu et al., 2008 ; Sarin et al., 2006).

■ Caractéristiques

- Interactions chimiques fortes, formant des liaisons covalentes ou ioniques (Liu et al., 2008) .
- Plus spécifique : l'adsorption dépend de la réactivité chimique des ions métalliques et des groupes fonctionnels du matériau (Sarin et al., 2006) .
- Moins réversible : les liens formés sont généralement plus stables et difficiles à rompre
- Sélective, avec une préférence pour certains métaux spécifiques en fonction des groupes fonctionnels.

Tableau 6 : Comparaison entre la physisorption et la chimisorption dans les processus d'adsorption

Critères	Physisorption	Chimisorption
Nature de l'interaction	Physique (forces de Van der Waals, attractions électrostatiques)	Chimique (liaisons covalentes ou ioniques)
Force de liaison	Faible	Forte (réactions chimiques spécifiques)
Réversibilité	Très réversible (facilement inversée par température ou pression)	Moins réversible (difficile à inverser)
Sélectivité	Moins sélective (adsorption de différents ions métalliques)	Plus sélective (préférence pour certains métaux selon les groupes fonctionnels)
Vitesse d'adsorption	Rapide	Lente
Stabilité de l'adsorption	Moins stable (adsorption superficielle)	Plus stable (formation de complexes stables)
Température	Efficace à température ambiante	Efficace à température plus élevée
Dépendance du Ph	Peu influencée par le Ph	Sensible au pH, ce qui peut affecter l'adsorption
Capacité d'adsorption	Capacité limitée par la force de liaison faible	Capacité plus élevée en raison de l'interaction chimique forte
Exemples	Adsorption de gaz, adsorption de petites particules	Adsorption de métaux lourds, ionisation de matériaux

2. Rôle des groupes fonctionnels (-OH, -COOH) et des ions échangeables :

Les groupes fonctionnels tels que -OH (hydroxyles) et -COOH (carboxyles) jouent un rôle crucial dans l'adsorption des métaux lourds, ainsi que dans les interactions avec les ions échangeables présents dans des matériaux tels que le compost ou le mucilage de cactus (Spiller, 1992 ; Periago et al., 1993).

2.1 Groupes Fonctionnels (-OH, -COOH)

Les groupes fonctionnels polaires, comme -OH et -COOH, présents dans de nombreux matériaux organiques, sont essentiels pour l'adsorption des métaux lourds, notamment à travers des processus de chimisorption.

a) Groupes Hydroxyles (-OH)

Les groupes hydroxyles présentent une affinité pour les ions métalliques en raison de leur capacité à former des liaisons hydrogène ou des complexes de coordination avec les ions métalliques. Par exemple, les ions métalliques comme Zn^{2+} , Cu^{2+} ou Ni^{2+} peuvent être adsorbés par ces groupes via la formation de complexes solides (Srivastava & Pande, 1974).

b) Groupes Carboxyles (-COOH)

Les groupes carboxyles jouent un rôle central dans l'adsorption des métaux lourds, en raison de leur capacité à libérer des protons (H^+) et à se lier aux ions métalliques, formant ainsi des complexes stables (Tipping, 2002 ; Stevenson, 1994). Par exemple, un ion Pb^{2+} peut se lier avec deux groupes -COOH, formant le complexe $\text{Pb}(\text{COO})_2$. Cette interaction améliore l'adsorption et permet de stabiliser les métaux lourds, réduisant leur biodisponibilité et leur mobilité dans l'environnement (Senesi & Loffredo, 1999 ; Yin et al., 2007).

2.2 Rôle des Ions Échangeables

Les ions échangeables présents dans des matériaux comme le compost ou le mucilage de cactus jouent un rôle clé dans le processus d'échange ionique, qui permet d'adsorber les métaux lourds (Spiller, 1992).

a) Échange Ionique

Lors de l'échange ionique, les ions métalliques tels que Cu^{2+} , Zn^{2+} ou Pb^{2+} dans l'eau peuvent être échangés contre des ions non métalliques tels que Na^+ , Ca^{2+} ou K^+ présents dans les matériaux adsorbants. Ce processus se déroule principalement à la surface des particules solides et dans les pores des matériaux adsorbants, où les ions métalliques sont capturés et immobilisés (Srivastava & Pande, 1974).

b) Capacité d'Échange Cationique(CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) représente la quantité d'ions qu'un matériau peut échanger avec son environnement. Un matériau avec une CEC élevée peut capturer un plus grand nombre d'ions métalliques. Les groupes fonctionnels tels que $-\text{COOH}$ et les sites d'échange ionique dans ces matériaux augmentent la capacité de rétention des ions métalliques, contribuant ainsi à leur immobilisation et à leur stabilisation dans le sol ou l'eau (Periago et al., 1993).

3. Modèles d'isothermes et cinétiques

Les **modèles d'isothermes** et les **modèles cinétiques** sont utilisés pour décrire la relation entre la concentration des métaux lourds dans une solution et leur capacité d'adsorption sur un matériau spécifique (comme le compost ou le mucilage de cactus). Les modèles d'isothermes et les modèles cinétiques aident à comprendre les mécanismes d'adsorption, la capacité d'adsorption du matériau, ainsi que les taux et les comportements associés à l'adsorption des métaux lourds. Parmi les modèles d'isothermes les plus courants, on trouve les modèles **de Langmuir**, **de Freundlich**, et **de Temkin**.

3.1 Modèle de Langmuir

Le modèle de **Langmuir** est basé sur l'hypothèse que l'adsorption se produit sur une surface homogène et que chaque site d'adsorption est occupé par un seul ion métallique. Il suppose que l'adsorption est limitée par un nombre fixe de sites, et que les interactions entre les molécules adsorbées sont négligeables.

Formule :

$$q_e = \frac{q_m k_L C_c}{1 + k_L C_c}$$

q_e : Quantité d'adsorbat (métal lourd) adsorbée à l'équilibre (mg/g)

C_c : Concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg/L)

q_m : Capacité maximale d'adsorption (mg/g)

k_L : Constante de Langmuir (L/mg)

Interprétation :

- Si le modèle de Langmuir s'ajuste bien aux données expérimentales, cela signifie que l'adsorption est un processus monomoléculaire et que l'adsorption des ions métalliques sur la surface de l'adsorbant est homogène.

- Ce modèle est particulièrement utile pour décrire des adsorptions qui se produisent dans des conditions de saturation. (Langmuir, I. (1918)).

3.2 Modèle de Freundlich

Le modèle de **Freundlich** est un modèle empirique qui suppose que l'adsorption a lieu sur une surface hétérogène, où les sites d'adsorption ont des énergies d'adsorption variables. Contrairement au modèle de Langmuir, le modèle de Freundlich ne suppose pas une capacité d'adsorption maximale. (Freundlich, H. (1906)).

Formule :

$$q_c = k_F C_c^{1/n}$$

q_e : Quantité d'adsorbat adsorbée à l'équilibre (mg/g)

C_c : Concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg/L)

k_F : Constante de Freundlich (mg/g) (L/mg)^(1/n)

n : Indicateur de la capacité d'adsorption

Interprétation :

- Le paramètre n est un indicateur de la **favorabilité** de l'adsorption. Lorsque $n > 1$, l'adsorption est considérée comme favorable. Lorsque $n < 1$, l'adsorption est défavorable.
- Ce modèle est particulièrement adapté pour des systèmes où l'adsorption se produit sur une surface hétérogène et dans des conditions où les sites d'adsorption ont des énergies d'adsorption variées.

3.3 Modèle de Temkin

Le modèle de **Temkin** est basé sur l'hypothèse que l'adsorption est influencée par la chaleur d'adsorption, qui diminue avec l'augmentation de la couverture de la surface par les adsorbats. Il est souvent utilisé pour décrire des systèmes où les interactions entre les adsorbats sont significatives. (Temkin, M.I., & Pyzhev, V. (1940)).

Formule :

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(K_T C_c)$$

q_e : Quantité d'adsorbat adsorbée à l'équilibre (mg/g)

C_c : Concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg/L)

K_T : Constante de Temkin (L/mg)

b : Constante liée à la chaleur de l'adsorption (J/mol)

R : Constante des gaz parfaits (8.314 J/mol·K)

T : Température (K)

Tableau 7 : Comparaison des principaux modèles d'isothermes d'adsorption

Modèles	Hypothèse principale	Formule mathématique	Paramètres clés
Langmuir	Adsorption monomoléculaire sur une surface homogène	$q_e = \frac{q_m k_L C_c}{1 + k_L C_c}$	q_m, K_L
Freundlich	Adsorption sur une surface hétérogène	$q_c = k_F C_c^{1/n}$	K_F, n
Temkin	Chaleur d'adsorption qui diminue avec la couverture	$q_e = \frac{RT}{b} \ln(K_T C_c)$	K_T, b, T

4. Cinétiques de pseudo-premier/second ordre

Les **cinétiques d'adsorption** décrivent la vitesse à laquelle un adsorbat (par exemple, un métal lourd) se fixe sur un adsorbant (comme le compost ou le mucilage de cactus). Deux modèles cinétiques couramment utilisés pour modéliser ce processus sont :

4.1 Modèle de pseudo-premier ordre (Lagergren)

Ce modèle suppose que la vitesse d'adsorption est proportionnelle à la différence entre la capacité d'adsorption maximale et la quantité adsorbée à un instant donné. Il est exprimé par l'équation :

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_1(Q_e - Q_t)$$

où :

Q_t : Quantité d'adsorbat adsorbée à l'instant ttt (mg/g)

Q_e : Quantité d'adsorbat adsorbée à l'équilibre (mg/g)

k_1 : Constante de vitesse de pseudo-premier ordre (min⁻¹)

En intégrant cette équation, on obtient :

$$\log(Q_e - Q_t) = \log Q_t - \frac{k_1}{2,303} t$$

Ce modèle est souvent utilisé pour des systèmes où l'adsorption est limitée par la vitesse de réaction de surface (Wei, Y et al., 2019) .

4.2 Modèle de pseudo-deuxième ordre

Ce modèle suggère que la vitesse d'adsorption est proportionnelle au carré de la différence entre la capacité d'adsorption maximale et la quantité adsorbée. Il est exprimé par l'équation :(Wei, Y et al., 2019) .

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_2(Q_e - Q_t)^2$$

où :

- k_2 : constante de vitesse de pseudo-deuxième ordre ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)

En intégrant cette équation, on obtient :

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

Ce modèle est souvent utilisé pour des systèmes où l'adsorption est contrôlée par des interactions chimiques ou par la diffusion dans les pores de l'adsorbant.

Tableau 8: Comparaison des modèles cinétiques d'adsorption : pseudo-premier ordre vs pseudo-deuxième ordre

Critère	Modèle de pseudo-premier ordre	Modèle de pseudo-deuxième ordre
Type de contrôle	Réaction de surface	Diffusion ou interaction chimique
Forme de l'équation	Linéaire en $\log(Q_e - Q_t)$	Linéaire en $\frac{t}{Q_t}$
Application typique	Matériaux poreux avec adsorption rapide	Matériaux avec interactions chimiques significatives

5. Facteurs influençant l'adsorption

L'efficacité d'un matériau pour l'adsorption des métaux lourds dépend de plusieurs facteurs :

- Les propriétés du matériau lui-même (surface, porosité, groupes chimiques actifs)
 - Les caractéristiques de la substance à éliminer (polarité, masse moléculaire, solubilité)
 - Les conditions de l'environnement (pH, température), qui influencent la réaction entre le polluant et le matériau.
- Ces éléments déterminent la performance d'adsorption dans les systèmes de traitement de l'eau (Chai et al., 2021 ; Tripathi & Ranjan, 2015 ; Abbas et al., 2016).

Conclusion

L'étude des mécanismes d'adsorption permet de mieux comprendre les interactions complexes entre les métaux lourds et les matériaux adsorbants naturels. Ces mécanismes, principalement basés sur la physisorption et la chimisorption, s'appuient sur des forces physiques ou chimiques pour fixer les ions métalliques à la surface du support. À ces processus s'ajoutent des phénomènes complémentaires tels que l'échange ionique et la complexation, qui renforcent la capacité d'adsorption.

La performance globale dépend étroitement de la nature du matériau, de la structure de surface, de la présence de groupes fonctionnels actifs, ainsi que des conditions physico-chimiques de l'environnement. Les isothermes d'adsorption comme ceux de Langmuir, Freundlich ou Temkin offrent des outils précieux pour modéliser et prédire l'efficacité de ces processus.

Ainsi, une compréhension approfondie de ces mécanismes constitue une étape essentielle dans le développement de solutions écologiques, économiques et performantes pour la dépollution des eaux contaminées par les métaux lourds.

Chapitre 4 : Matériel et méthodes

Ce travail consiste à développer un adsorbant hybride organique à base de compost et cactus afin de décontaminer les eaux ferreuses. C'est un matériau naturel sert à l'élimination du fer ferreux (Fe^{2+}) des eaux contaminées. La fabrication du compost est basée sur la valorisation des déchets organiques (fruits, légumes, grignons d'olive, fumier de cheval et sciure de bois) par compostage aérobie contrôlé. L'ajout de la poudre de cactus a pour objectif d'améliorer certaines propriétés telles que : la rétention d'eau, l'activité microbienne et la densité de sites d'adsorption. L'optimisation du matériau composite a été réalisée par la préparation de différents rapports massiques du mélange compost-cactus.

1) Préparation des adsorbants

1.1 Préparations de compost en fosse aérée

-Emplacement de la fosse : La taille de la fosse est 2 x 4 mètres et son emplacement se situait à proximité d'un point d'eau.

-Mise en place des matériaux dans la fosse : l'introduction simultanée de divers matériaux, dans la fosse, permet de les mélanger de façon homogène. Si on les met par couches de même matière, la décomposition progresse moins aisément.

-Couverture de la fosse par une bâche : Pour limiter les pertes d'eau par évaporation sous l'effet des rayons solaires et maintenir une humidité idéale (40 à 60%), la fosse a été recouverte par une grande bâche en plastique.

- Retournement du compost : Il est effectué en tout, trois fois : la première fois après 2 semaines, la deuxième fois après 6 semaines, et la troisième fois après 9 semaines. Le compost est achevé 3 semaines après le troisième retournement c'est à dire 12 semaines après le remplissage de la fosse.

-Ajustement de la teneur en eau : L'ajustement de la teneur en eau se fait au moment des retournements. Il a été fait à l'aide d'un arrosoir.

1.2. Préparation de la poudre de cactus (*Opuntia ficus-indica*)

Des raquettes fraîches de cactus ont été récoltées, lavées avec de l'eau distillée pour enlever les impuretés, puis séchées à l'air ou dans un four à 60 °C pendant 24 heures. Une fois bien sèches, elles ont été broyées pour obtenir une poudre fine, ensuite tamisée pour avoir des particules de taille uniforme (entre 100 et 200 µm).



Figure 5 : des raquettes de cactus découpées en petits morceaux

1.3 Préparation de l'adsorbant hybride

Pour trouver la meilleure combinaison entre compost et poudre de cactus, on a testé le mélange :

- 70 % cactus 30 % compost,



Figure 6 : les deux poudres (cactus et compost) utilisées pour la préparation de l'adsorbant

En effet, le compost contient la matière organique et les micro-organismes qui lui permettent d'adsorber des polluants comme les métaux lourds, les colorants et les composés organiques. Il est donc riche en groupes fonctionnels qui interagissent avec les polluants par des liaisons électrostatiques et des forces hydrophobes (Li, J et *al.*, 2021). Aussi, les raquettes d'OFI sont connues pour leur teneur élevée en mucilage, un polysaccharide doté des groupes fonctionnels capables de former des complexes avec les métaux lourds et les colorants. Plusieurs études ont confirmé la capacité de cette plante à adsorber les polluants comme le plomb (Pb), le Hexachrome Cr (VI) et les colorants organiques (Temesgen G. M. et Gebrie G. S., 2022 ; Barbera, M et *al.*, 2023).

La combinaison de ces deux matériaux pourrait unir les bienfaits de chacun : le compost fournit une structure poreuse et une variété de groupes fonctionnels, tandis que l'OFI confère une grande capacité d'adsorption grâce à son mucilage et sa surface réactive. Ensemble, ces matériaux pourraient permettre une adsorption plus efficace et polyvalente, apte à traiter une large variété de polluants, tels que les métaux lourds, les colorants et les composés organiques.

Bien que le compost et l'OFI aient été examinés séparément en tant qu'agents adsorbants, leur association reste peu étudiée dans les publications scientifiques. Cette approche innovante pourrait donc offrir de nouvelles perspectives dans le domaine de l'adsorption des contaminants. En ce qui concerne les avantages, elle utilise des matériaux naturels et biodégradables, en accord avec les principes de l'économie circulaire. De plus, ces deux matériaux sont des déchets ou des sous-produits agricoles, ce qui en fait une solution économique. Enfin, cette méthode présente un potentiel pour le traitement des eaux usées industrielles et domestiques de manière respectueuse de l'environnement.

2) Protocole expérimental de test d'adsorption du fer

L'objectif principal est de définir et d'évaluer les protocoles expérimentaux pour tester l'adsorption du fer, un élément crucial dans les processus aquatiques et industriels. L'adsorption du fer est essentielle dans le traitement des eaux usées afin de réduire les concentrations de fer dissous, qui peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau et sur la santé humaine.

Réactifs utilisés

- Sulfate de fer II (FeSO_4^-).
- Phénantroline (0,1%).
- Acide acétique.
- L'acétate tré hydraté.

Matériel utilisé

- Des Béchers.
- Des erlenmeyer.
- Eprouvette
- Pompe à vide.
- Papier filtre.
- Balance analytique.

Appareils utilisés

- Spectromètre UV – visible.
- DRX
- Infrarouge

2.1. Préparation de la solution mère de fer

- Dissoudre 0,702 g de sel de sulfate de fer II (FeSO_4^-) dans 1 litre d'eau distillée pour obtenir une concentration de 702 mg/L. A partir de cette solution, nous avons préparé une série de dilutions aux concentrations suivantes : 10, 50 et 100 mg/L.

2.2. Préparation de la solution tampon (pH 4,5)

- Dissoudre 4,83 g d'acide acétique trihydraté dans 800 mL d'eau.
- Ajouter 4,8 mL d'acide acétique.
- Compléter à 1 L. pH mesuré : 4,5.
- **Solution de phénanthroline**
 - Dissoudre 0,1 g de poudre de phénanthroline dans 100 mL d'eau distillée.
 - Agiter jusqu'à dissolution complète

2.3 Dosage du fer

- Prélever 50 mL de chaque solution à tester ;
- Ajouter 1 mL de phénanthroline et 1 mL de solution tampon ;
- Préparer un blanc avec (eau distillée + phénanthroline + tampon).
- Mesurer l'absorbance avec un spectrophotomètre à la longueur d'onde de 510 nm.

2.4 Test d'adsorption du fer

- Le 50 mL qui resté de chaque solution (10, 50 et 100 mg/L) sont mélangés avec l'adsorbant préparé 70/30 (mélange de compost et de la poudre de cactus) .
- Le mélange est mis sous agitation pendant 30 min, ensuite nous avons procédé à la filtration et au dosage du fer après adsorption.

1.3. Courbe d'étalonnage du fer

- Dissoudre 1g de sel de sulfate de fer II (Fe SO_4) dans 1 litre d'eau distillée ;
- Une série de dilution de la solution mère a été préparée aux concentrations suivantes : 2,4, 6, 8 et 10 mg/L;
- Le dosage du fer a été effectué selon la méthode décrite ci-dessus.

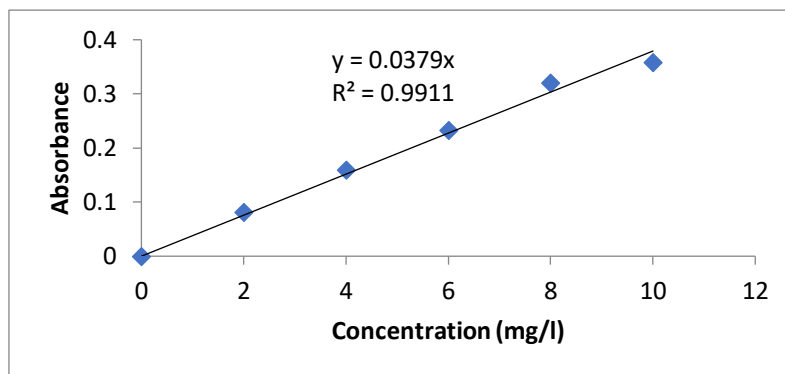


Figure 7 : La courbe d'étalonnage du fer

3) Analyses spectroscopiques infrarouge de l'adsorbant avant et après

L'FTIR (spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier) sert à identifier des groupements chimiques spécifiques. Les liaisons atomiques vibrent à une fréquence déterminée qui est fonction de la masse des atomes impliqués et de la raideur comparative de la liaison. Ces liaisons captent des ondes infrarouges de fréquence particulière en fonction de leur vibration. La spectroscopie infrarouge permet de repérer les plages de fréquence d'absorption des infrarouges d'un échantillon, ce qui facilite ensuite l'identification des groupes chimiques correspondants (Duval, 2008).

4) Analyse de Diffraction des rayons X (DRX)

La diffraction des rayons X a pour but d'étudier la cristallinité des différents matériaux. Le principe de la méthode est basé sur le bombardement de l'échantillon avec des rayons X, et sur la remarque de l'intensité des rayons diffusée selon l'orientation dans l'espace. La déviation structurée de ce rayon-X sur les cristaux permet de déterminer le taux de cristallinité, le type de cristaux et d'estimer leur taille moyenne (Duval, 2008).

4.1. Préparation des échantillons

Avant l'analyse, les échantillons de compost, de poudre d'*Opuntia ficus-indica* (OFI) et le mélange doivent être homogénéisés :

- **Broyage** : Réduire chaque échantillon en poudre fine pour garantir l'uniformité de l'analyse.
- **Montage** : Placer la poudre dans un porte-échantillon dédié à la DRX, en s'assurant que la surface est parfaitement lisse et plane, condition indispensable à une bonne résolution des pics.

4.2. Acquisition des diffractogrammes

Les paramètres suivants sont généralement utilisés :

- **Source de rayons X** : Tube à rayons X utilisant une anode en cuivre (Cu-K α), avec une longueur d'onde $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$.
- **Plage angulaire (2 θ)** : De 5° à 80°, adaptée à l'identification des phases minérales communes.
- **Vitesse de balayage** : 0,02°/s, avec un temps de comptage suffisant pour une résolution optimale des pics.

Chaque échantillon (compost, OFI, mélange) est analysé individuellement, et les diffractogrammes sont enregistrés pour traitement ultérieur.

Résultats et discussion

1. Adsorption du fer par un adsorbant naturel composé d'un mélange cactus-compost

L'objectif est d'étudier la capacité d'adsorption du fer (Fe^{2+}) par un adsorbant naturel composé de la poudre de cactus et compost. Les concentrations faibles du polluant testées sont : 0,1 ; 0,3 ; 0,5 mg/L. Une autre gamme de concentrations plus élevées sont aussi étudiées telles que : 10, 50 et 100 mg/L. Le PH initial se situe dans l'intervalle de 4,5 à 5,2. Les résultats obtenus sont présentés dans la (Figure 1)

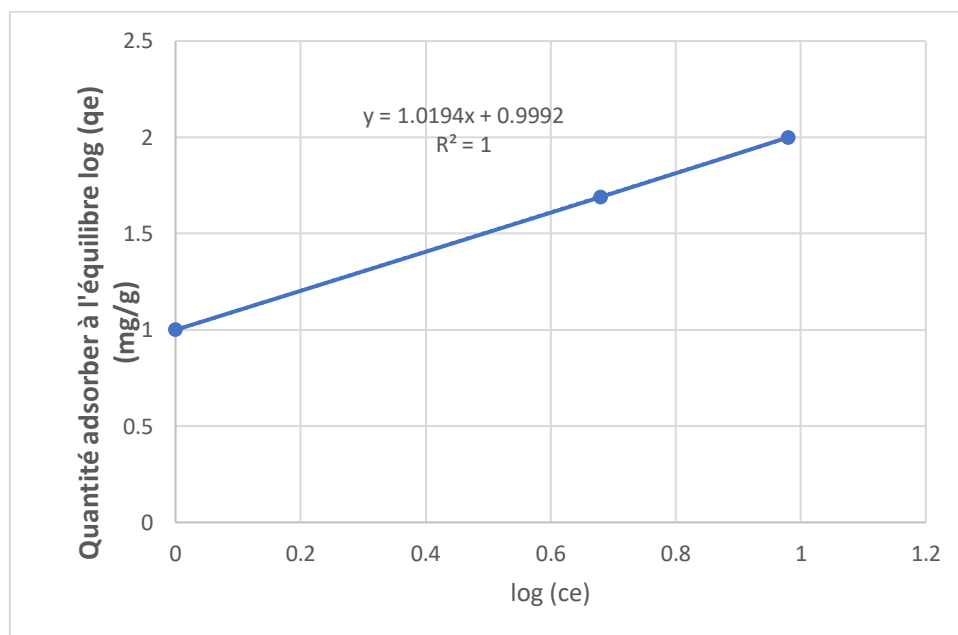


Figure 8 : Évolution de la quantité adsorbée à l'équilibre log (q_e) en fonction de la concentration log (C_i)

Nous remarquons d'après les résultats (Figure 8) que la quantité de fer adsorbée augmente avec l'augmentation de la concentration initiale du fer dans les eaux polluées avec une forte corrélation positive et un coefficient de détermination $R^2 = 0,99$. Aussi, nous constatons que la meilleure adsorption conduit à la diminution de la valeur de PH finale des solutions traitées (Figure 9). Ceci est expliqué par la libération des ions H^+ lors de l'adsorption de Fe^{2+} qui acidifie le milieu. Malgré que le PH initial de la solution fût plus bas avant le traitement, l'augmentation observée après le traitement est probablement due au compost qui libère les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} .

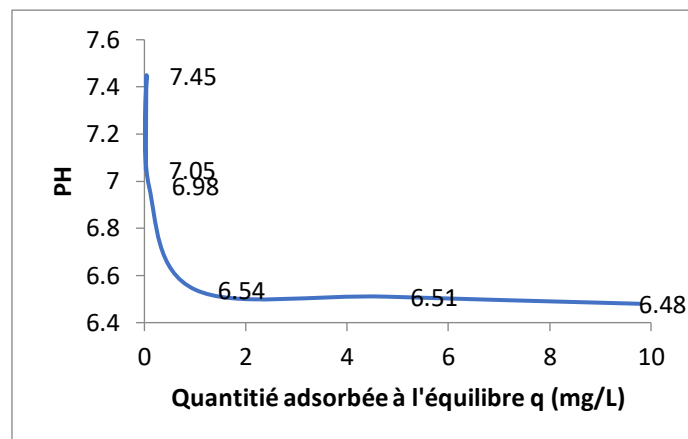


Figure 9 : Variation du pH en fonction de la quantité adsorbée à l'équilibre (q)

La Figure 10 montre que le taux d'élimination du fer augmente avec l'augmentation de sa concentration dans les eaux polluées. Ce matériau démontre une efficacité remarquable pour l'élimination du fer avec des taux qui varient avec la concentration initiale du polluant et le PH. Aux faibles concentrations (0,3 – 1 mg/L), le taux d'élimination croît de 66,7 à 97,4%. L'élimination totale du fer est obtenue à 10 mg/L au PH faiblement acide (6,54). Une légère baisse de la performance d'élimination est marquée pour les plus fortes concentrations : 96,16% et 97,73% pour 50 et 100 mg/L, respectivement. Ceci pourrait être expliqué par l'acidification du milieu (compétition entre les protons et le fer).

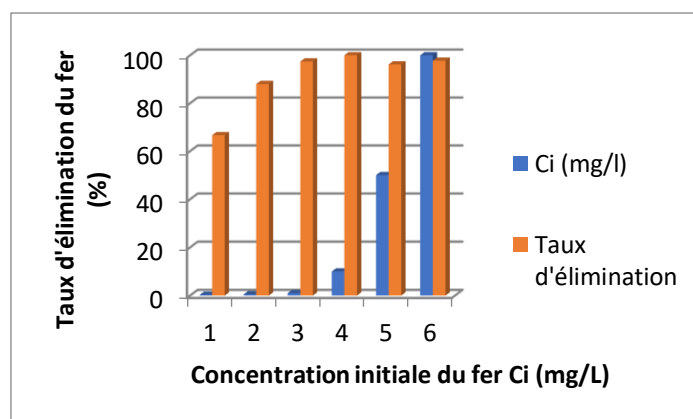


Figure10 : Influence de la concentration initiale du fer (Ci) sur le taux d'élimination (%) du fer

Le modèle de Freundlich appliqué sur les données obtenues par l'adsorbant cactus-compost est valide ($R^2 = 0,95$). Ce modèle a conduit aux résultats suivants : $K_F = 1,415 \text{ mg/g}$ et $n = 0,728$. Ce qui signifie que l'adsorption du fer est efficace ($1/n > 0$) et suit une isotherme Freundlich typique à une surface hétérogène ($n < 1$).

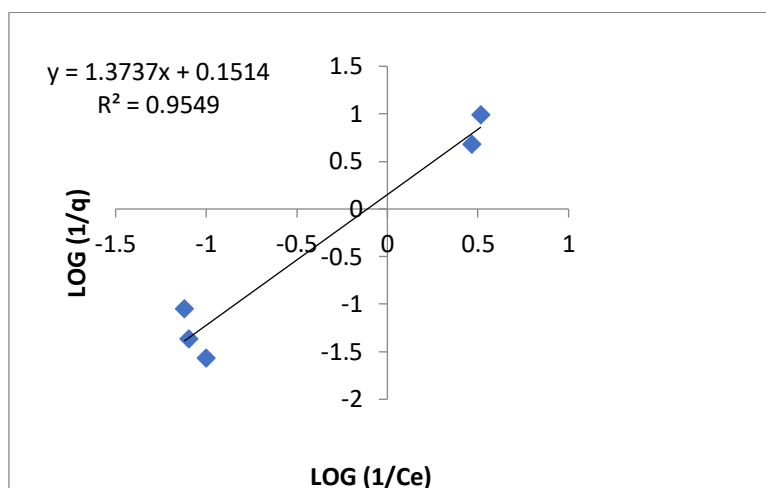


Figure 11 : Linéarisation du modèle de Freundlich pour l'adsorption du fer — Représentation de $\log (1/q)$ en fonction de $\log (1/C_e)$

L'efficacité de l'adsorbant naturel composé d'un mélange de cactus-compost pourrait s'expliquer par la fixation du fer sur les groupements fonctionnels $-OH$ et $-COOH$ des polysaccharides du cactus et sur les composants organiques du compost (groupes phénoliques, carboxyliques).

Des études scientifiques ont révélé une efficacité accrue de l'OFI, activée au H_3PO_4 , à adsorber le chrome hexavalent $Cr(VI)$ issu des eaux industrielles (notamment les tanneries). La capacité d'adsorption de l'OFI est de $4,587 \text{ mg/g}$ qui suit le modèle de Langmuir. Les analyses FTIR révèlent que les groupements hydroxyle ($-OH$) et carboxyle ($-COOH$) sont essentiels pour la fixation du $Cr(VI)$ via adsorption chimique (liaisons ioniques) ou réduction en $Cr(III)$ moins toxique (Temesgen G.M. et Gebrie. G.S., 2022).

D'autres travaux de recherche ont confirmé que l'OFI brute non traitée est très efficace à éliminer quatre métaux lourds tels que : Pb , Cu , Cd et Ni . Cette efficacité dépend des paramètres comme le pH , la dose d'adsorbant, la concentration initiale en métal et le temps de contact (Barbera et al., 2023). De même, des études réalisées sur le compost ont affirmé que le compost municipal réduit la mobilité du Cd et du Pb à un taux qui aille jusqu'à 90%.

Aussi, le compost vert a réduit l'absorption racinaire du Cu/Zn de 16 à 25%, ce qui a amélioré la croissance de la laitue de 8 à 50% (Egondou C et *al.*, 2025 ; Ullah et *al.*, 2025).

2. Analyse par Diffraction des Rayons X (DRX)

2.1 Analyse du spectre DRX de la poudre de cactus brute

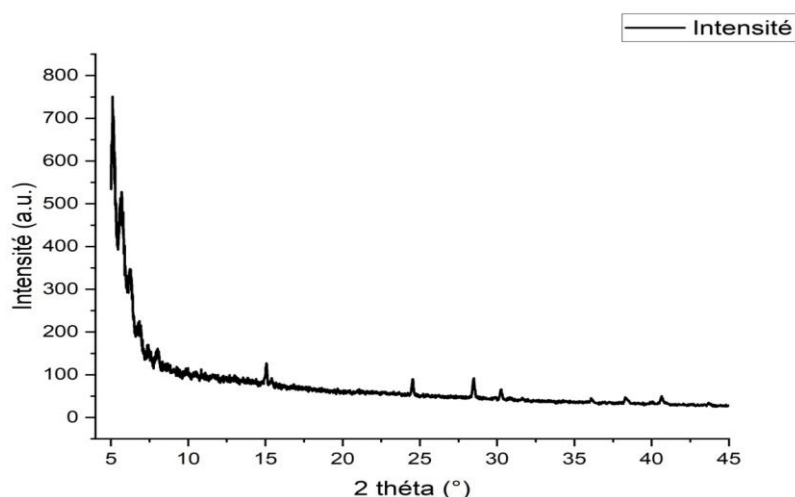


Figure 12 : Spectre Diffraction des rayons X (DRX) de la poudre de cactus

D'après la Figure 12, on observe un fond diffus très intense vers les faibles angles (5–10°) qui indique une composante amorphe importante typique des matériaux organiques d'origine végétale. En effet, la poudre de cactus est riche en cellulose, hémicellulose et mucilages, tous ces composants étant amorphes.

Aussi, ce spectre montre plusieurs pics bien définis vers $2\theta \approx 15^\circ, 25^\circ, 28^\circ, 31^\circ, 36^\circ, 40^\circ$, ce qui indique la présence de phases cristallines minoritaires. Ces pics peuvent correspondre à des minéraux naturellement présents dans le cactus séché :

- Calcite (CaCO_3)
- Silice (SiO_2)
- Éventuellement des traces de sels ou d'oxydes métalliques absorbés par la plante (Ca, Mg, Fe...).

2.2 Analyse du spectre DRX du compost

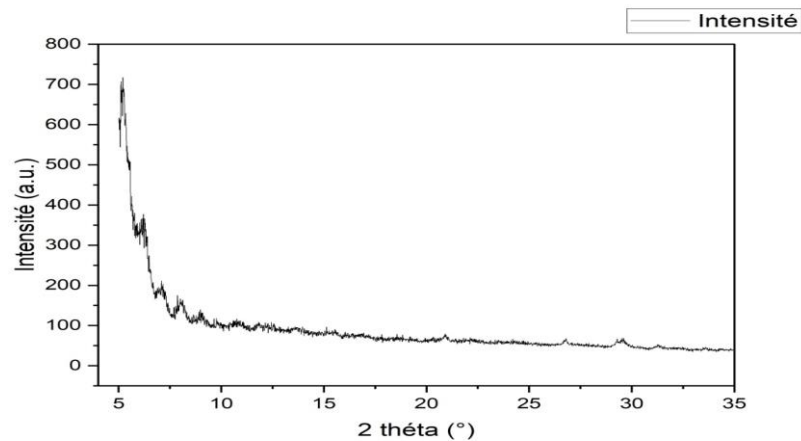


Figure 13 : Spectre DRX du compost

Le diffractogramme montre un pic très large et intense à faible angle (environ 5–10°) suivi d'un déclin rapide de l'intensité, ce qui est caractéristique d'un matériau amorphe. Cela indique que le compost est majoritairement amorphe, c'est-à-dire qu'il n'a pas de structure cristalline bien définie car le compost est constitué de matière organique décomposée (cellulose, lignine, etc.). Aussi, les phases minérales, s'il y en a, sont en quantité faible ou très désordonnées.

Aucun pic cristallin net n'est observable dans la zone 5–35°, ce qui confirme l'absence de minéraux cristallins dominants. Cela peut suggérer que les constituants minéraux comme les silicates ou carbonates sont présents en faibles quantités ou mal cristallisés.

2.3 Analyse du spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus-compost)

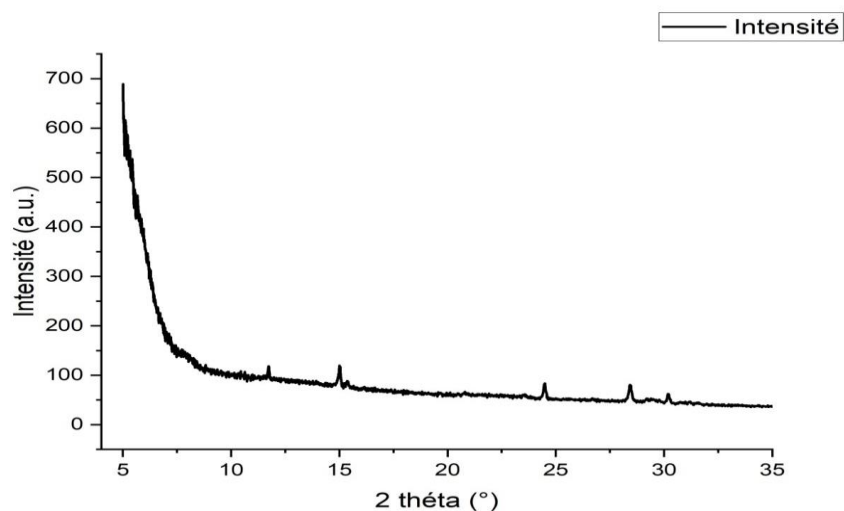


Figure14 : Spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus -compost) avant le traitement

Le diffractogramme montre que le pic amorphe large à bas angle (5–10°) est toujours présent, mais avec une intensité moindre (~650 a.u.). Nous remarquons aussi, plusieurs pics cristallins nets vers 14°, 16°, 23°, 27°, 30°. Le profil est plus cristallin que les deux précédents. Ceci est probablement dus aux composés minéraux présents dans le cactus (ex. : oxalates, carbonates, silicates).

2.4 Analyse du spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus-compost) après adsorption

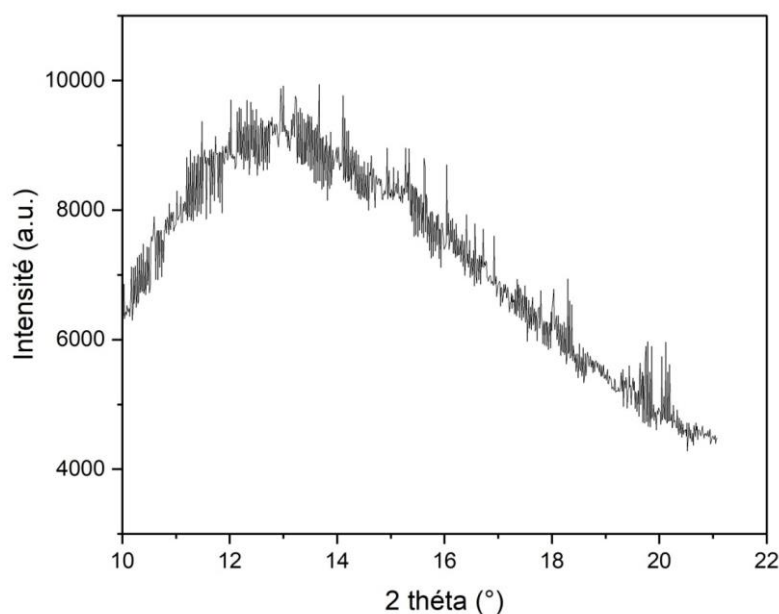


Figure 15: Spectre DRX de l'adsorbant étudié (mélange cactus -compost) après le traitement

La Figure 15 montre que le pic amorphe large est centré autour de $\sim 12,5^\circ$. L'intensité maximale est à 9200 a.u.. Oscillations nettes entre 15° et 20° , traduisant une certaine cristallinité persistante, mais moins marquée qu'avant adsorption. Diminution de l'intensité des pics cristallins visibles dans le profil "avant adsorption" (surtout ceux à 14° , 16° , 23° , etc.).

L'adsorption du fer a entraîné une réduction des pics nets observés avant. Cela suggère que le fer s'est fixé sur ou entre les plans cristallins du matériau, provoquant une perturbation de l'ordre cristallin initial. Le pic amorphe est plus intense qu'avant, ce qui pourrait indiquer une structuration plus désordonnée après interaction avec le fer. Le cactus, bien que plus cristallin à l'origine, a subi une amorphisation partielle suite à l'adsorption.

En effet, La structure amorphe et la nature organique du compost favorisent l'adsorption par interactions de surface (liaisons hydrogène, interactions électrostatiques, etc.). Le compost

peut donc avoir des sites actifs disponibles pour fixer les ions métalliques comme le fer (Fe^{2+} / Fe^{3+}), notamment par ses groupes fonctionnels ($-\text{COOH}$, $-\text{OH}\dots$).

Tableau 9 : Comparaison entre les spectres d'adsorbant avant et après adsorption du fer

Caractéristique	Avant adsorption	Après adsorption
Cristallinité	Forte (pics nets à 14–30°)	Faible à modérée (pics atténués)
Pic amorphe	Faible (~11–12°)	Plus marqué (~12,5°)
Intensité max	~8500 a.u.	~9200 a.u.
Effet d'adsorption	-	Évident (modification structurelle + hausse intensité)

Ce mélange, initialement plus cristallin, montre un effet notable de l'adsorption du fer par baisse de la cristallinité et hausse du signal amorphe, ce qui peut indiquer une bonne interaction avec le polluant.

L'adsorption du fer a provoqué une augmentation de l'intensité des pics amorphes dans tous les mélanges, preuve d'une modification de la structure des matériaux.

3. Analyse FTIR (Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier)

Cette technique permet d'identifier les groupes fonctionnels présents à la surface des matériaux organiques ou organo-minéraux.

Elle repose sur l'absorption des rayonnements infrarouges par les liaisons chimiques, révélant la présence de groupes caractéristiques tels que :

- $-\text{OH}$ (hydroxyles, typiques des composés phénoliques ou alcools),
- $-\text{COOH}$ (groupes carboxyliques),
- $\text{C}=\text{O}$ (liaisons carbonyle),
- $\text{C}-\text{O}$ (alcools, esters),
- $\text{N}-\text{H}$, $\text{C}-\text{N}$ (amines, protéines).

3.1. Analyse du spectre FTIR de la poudre de cactus

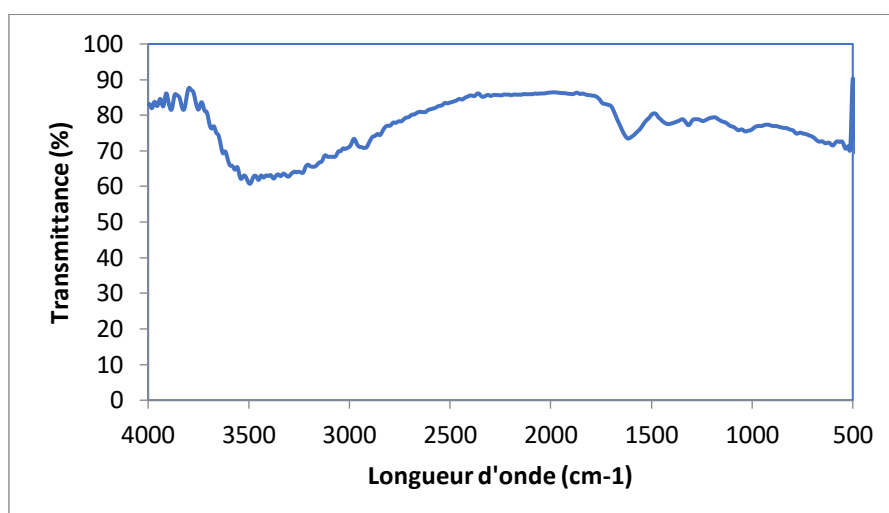


Figure 16: Spectre FTIR de la poudre de cactus

D'après la Figure 16, nous constatons la présence d'une bande large et modérée à une longueur (λ) d'onde de 3400 cm^{-1} qui caractérise la liaison O–H (groupes hydroxyles, eau, polysaccharides). Une autre bande faible à $\lambda \sim 2920\text{ cm}^{-1}$ de la liaison C–H (alcane, méthylène). A la longueur d'onde entre $1730\text{--}1600\text{ cm}^{-1}$ une bande très atténuée voire absente qui signifie une présence faible de groupes C=O (carbonyle ou acide carboxylique). La bande des liaisons C–O des alcools ou esters apparait discrète à $\lambda \sim 1050\text{ cm}^{-1}$.

Le spectre montre que le cactus contient surtout des polysaccharides riches en groupes hydroxyles (O–H) mais relativement pauvre en groupes acides ou carbonyles, qui pourrait limiter sa capacité à fixer les ions métalliques par chélation.

3.2. Analyse du spectre FTIR du compost

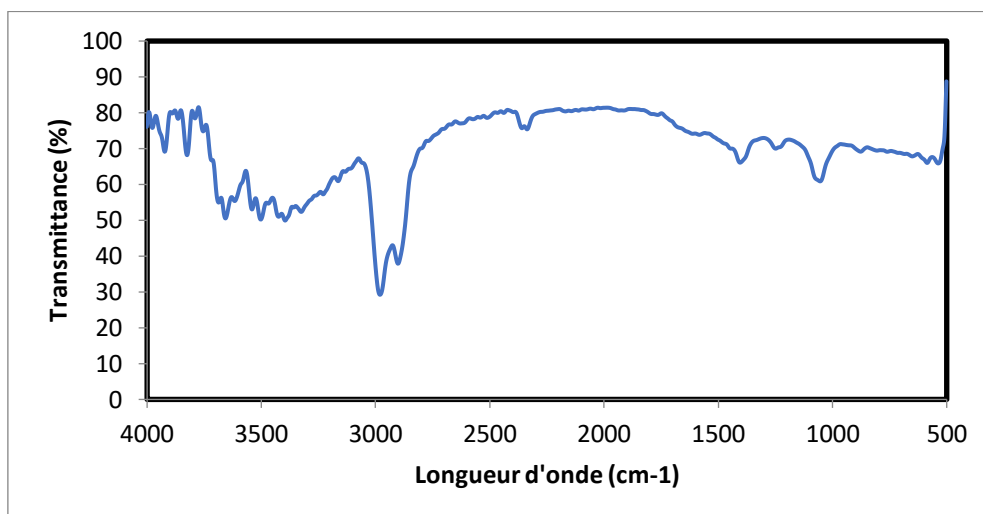


Figure 17 : Spectre FTIR du compost

Nous remarquons d'après la Figure 2 la présence d'une bande O–H intense à la longueur d'onde $\lambda \sim 3400 \text{ cm}^{-1}$, caractéristique des groupes hydroxyles (alcools, phénols). Les composés aliphatiques représentés par une bande C–H à $\lambda \sim 2920 \text{ cm}^{-1}$. La présence des groupes carboxyliques et carbonyles s'exprime par une bande C=O forte et nette à $\lambda \sim 1720\text{--}1600 \text{ cm}^{-1}$. Une dernière bande intense C–O des alcools, esters et acides humiques à $\lambda \sim 1050 \text{ cm}^{-1}$.

Le compost présente une grande diversité fonctionnelle, avec des groupes acides, phénoliques, hydroxyles et carbonyles. Ces groupes sont très réactifs avec les ions métalliques (comme Fe^{2+} ou Fe^{3+}), formant des complexes stables.

3.3. Analyse du spectre FTIR de l'adsorbant

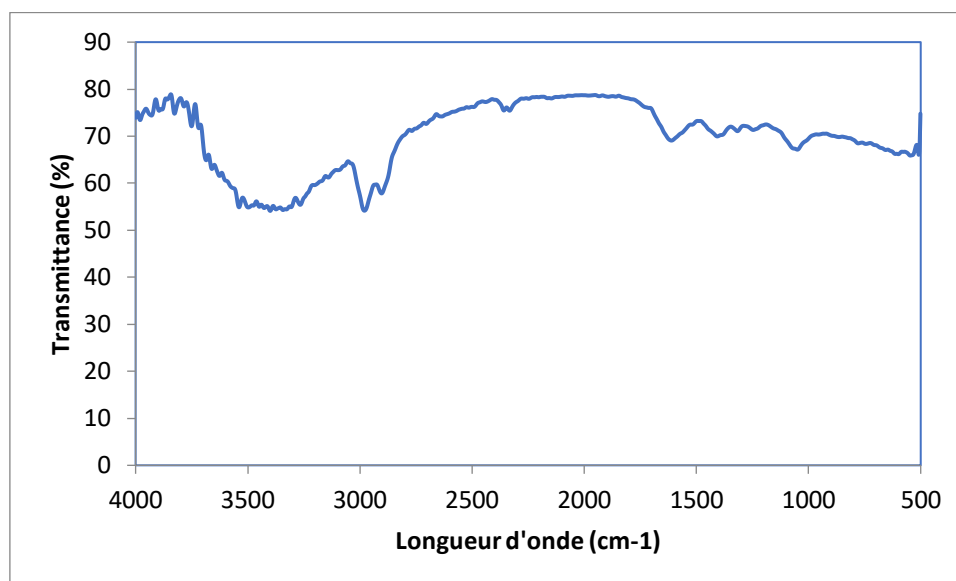


Figure 18 : Spectre FTIR du biosorbant

Nous constatons la présence d'une large bande O–H (hydroxyles, eau, alcool, acides) à $\lambda \sim 3400 \text{ cm}^{-1}$ typique du cactus riche en polysaccharides. A $\lambda \sim 2920 \text{ cm}^{-1}$, il existe des étirements C–H aliphatiques (groupes méthyle/méthylène). La bande carbonyle C=O (groupes carboxyliques, esters, acides organiques) apparait à la longueur d'onde de $\lambda \sim 1700\text{--}1720 \text{ cm}^{-1}$. Aussi, la déformation O–H ou étirement C=C aromatique ou carboxylate se situe à $\sim 1600 \text{ cm}^{-1}$ et les polysaccharides, caractéristiques du mucilage C–O / C–OH / à $\sim 1050\text{--}1100 \text{ cm}^{-1}$. Globalement, le spectre est plus "arrondi", moins de pics bien définis et moins structuré.

3.4 Analyse du spectre FTIR de l'adsorbant après adsorption

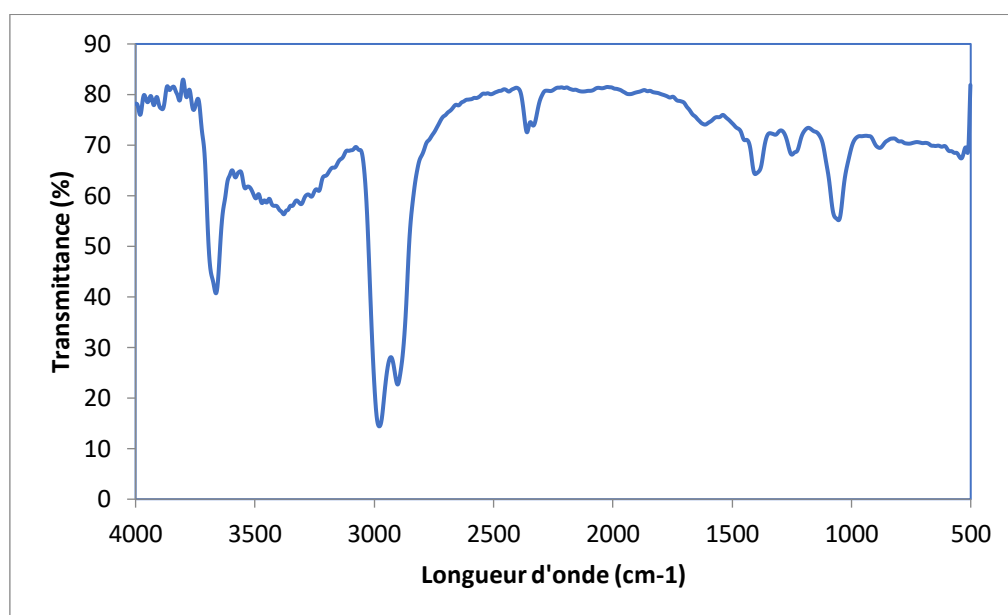


Figure 19 : Spectre FTIR du après l'adsorption du fer

La Figure 19 montre une légère diminution ou déplacement à la $\lambda \sim 3400 \text{ cm}^{-1}$ qui explique une interaction possible des groupes -OH avec le fer. Une modification de la bande C=O à $1700\text{--}1600 \text{ cm}^{-1}$ indiquant une complexation probable avec les ions $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$. Aussi, le changement en intensité montre implication des groupes C-O dans l'adsorption à la longueur d'onde de $1050\text{--}1100 \text{ cm}^{-1}$.

Également, de nouvelles bandes ou accentuation apparaissent entre 600 et 800 cm^{-1} . Elles peuvent correspondre à des vibrations Fe-O , preuve d'adsorption de fer.

Les groupes fonctionnels majeurs observés avant adsorption (-OH , C=O , C-O) jouent un rôle actif dans la capture du fer.

Après adsorption, on observe des modifications nettes de l'intensité ou du positionnement des pics, surtout autour de 3400 , 1700 , et 1000 cm^{-1} , montrant que les groupements chimiques du cactus sont bien impliqués dans l'adsorption.

L'apparition ou intensification des bandes autour de $600\text{--}800 \text{ cm}^{-1}$ confirme la formation de liaisons Fe-O (fer lié).

4. Avantages écologiques

4.1 réduction des déchets organiques

- avantages économiques

➤ rentabilité

l'utilisation de compost et de poudre de cactus peut réduire le besoin de coagulants chimiques coûteux, abaissant ainsi les couts globaux de traitement (mohammed et al., 2020).

➤ Abondance et renouvelabilité

Le cactus est une ressource renouvelable qui peut être cultivée dans les régions arides et semi-arides, ce qui en fait un choix durable pour le traitement de l'eau (Yun et *al.*, 2015 ; Mohammed et *al.*, 2020 ; Alfian et *al.*, 2024). Le compost, dérivé de déchets organiques, est également une matière renouvelable qui peut être produite localement, réduisant ainsi davantage l'impact environnemental de la méthode traitement de l'eau utilisant des matériaux naturels (Anastopoulos et *al.*, 2015 ; Manciulea et *al.*, 2017).

➤ récupération des ressources

le compost peut être dérivé de déchets organiques, tandis que la poudre de cactus est un sous-produit des pratiques agricoles, minimisant ainsi les déchets et favorisant le recyclage (ardelean et al., 2022). de plus, son utilisation est conforme aux principes de l'économie circulaire en transformant les déchets en une ressource précieuse (anastopoulos et al., 2015 ; manciulea et al., 2017).

➤ potentiel de marché

l'eau traitée peut être réutilisée pour l'irrigation ou pour des procédés industriels, créant ainsi des opportunités économiques dans les régions où l'eau est rare (marousek et al., 2021).

- avantages environnementaux

➤ Efficacité D 'élimination Des Polluants

la poudre de cactus a montré des taux d'élimination élevés pour les métaux lourds, y compris le fer, ce qui en fait un coagulant naturel efficace (mohammed et al., 2020).

➤ Amélioration de la santé des sols

l'application de compost peut améliorer la fertilité du sol, mais il faut faire attention à la disponibilité du phosphore en raison des interactions avec le fer (marousek et al., 2021).

➤ **Durabilité**

cette méthode s'aligne sur les principes de l'économie circulaire en transformant les déchets en ressources précieuses, réduisant ainsi l'impact environnemental (ardelean et al., 2022).

➤ **Biodégradabilité et non-toxicité**

La poudre de cactus et le compost sont biodégradables et non toxiques, ce qui en fait des alternatives écologiques aux adsorbants synthétiques (AMARI ET AL., 2019). La nature biodégradable de ces matériaux garantit qu'ils ne persistent pas dans l'environnement et ne contribuent pas à une pollution secondaire (Yun et *al.*, 2015 ; Mohammed et *al.*, 2020 ; Alfian et *al.*, 2024).

4.2 comparaison avec les adsorbants synthétiques

la poudre de cactus, spécifiquement issue d'*Opuntia ficus-indica*, s'est révélée très efficace pour éliminer les polluants tels que le fer des eaux usées, offrant une alternative biodégradable et non toxique aux adsorbants synthétiques tels que le charbon actif (stebbins et al., 2013 ; mohammed et al., 2020).

l'empreinte carbone associée à l'utilisation d'adsorbants naturels tels que le cactus est nettement inférieure à celle des produits synthétiques, qui impliquent souvent des processus de production énergivores (temesgen g. m. et geremew s. g, 2022).

la biodégradabilité des matériaux de cactus et de compost garantit qu'ils ne contribuent pas à la pollution environnementale à long terme, contrairement à certains adsorbants synthétiques qui peuvent persister dans l'environnement (petruzzelli et al., 2014 ; mohammed et al., 2020).

5. Potentiel de valorisation

5.1 Applications dans les zones rurales

disponibilité des ressources : les cactus peuvent prospérer dans des conditions arides, ce qui en fait une solution idéale pour les régions aux ressources en eau rares (derbe, 2015). l'intégration de compost et de cactus dans le traitement de l'eau est particulièrement adaptée aux zones rurales en raison du faible coût et de la disponibilité de ces matériaux (rebah & siddeeg, 2017).

cette approche peut fournir une solution durable et accessible aux communautés qui ne disposent pas d'infrastructures avancées de traitement de l'eau (wang et al., 2024). le cactus, un matériau écologique pour le traitement des eaux usées (rebah s siddeeg 2017)

engagement communautaire : la culture et l'utilisation de cactus pour le traitement de l'eau peuvent autonomiser les communautés locales, favoriser l'autosuffisance et la gestion de l'environnement (young et al., 2006).

5.2 Réutilisation du mélange saturé

après traitement, le mélange résiduel peut être réutilisé comme engrais organique, enrichissant le sol et promouvant des pratiques agricoles durables (petruzzelli et al., 2015).

après une désorption contrôlée, le compost peut être réutilisé comme engrais, améliorant ainsi le cycle des nutriments et réduisant la dépendance aux engrais chimiques (davis et al., 2024 ; doughmi et al., 2024).

Conclusion

L'utilisation de poudre de cactus et d'un mélange de compost comme adsorbant pour l'adsorption du fer dans l'eau présente plusieurs avantages environnementaux et économiques. Le procédé est biodégradable, non toxique et rentable, ce qui en fait une alternative durable aux technologies classiques de traitement de l'eau. Bien que des défis tels que la variabilité de l'efficacité d'élimination et de l'évolutivité persistent, la recherche et le développement futurs peuvent remédier à ces limites et améliorer l'efficacité de la méthode. Dans l'ensemble, l'utilisation de poudre de cactus et d'un mélange de compost peut jouer un rôle important dans l'amélioration de la qualité de l'eau et la promotion de pratiques de traitement de l'eau durables.

Conclusion générale

L'ensemble des analyses expérimentales — isothermes d'adsorption, diffraction des rayons X (DRX) et spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) — a permis d'évaluer l'efficacité d'un matériau biosourcé, composé de poudre de cactus et de compost, pour l'élimination du fer présent dans l'eau. Ces méthodes sont couramment utilisées pour caractériser les biosorbants d'origine végétale (Amari et al., 2019; Prodromou & Pashalidis, 2013).

Les résultats obtenus indiquent que le modèle de Freundlich représente le mieux le comportement d'adsorption observé, avec un coefficient de corrélation satisfaisant ($R^2 = 0,95$) et une valeur de $n = 0,7$, traduisant une adsorption favorable sur une surface hétérogène présentant des sites d'énergie variable (Amari et al., 2019).

L'analyse DRX révèle une structure partiellement cristalline du matériau, ce qui constitue un facteur favorable à l'adsorption (Prodromou & Pashalidis, 2013). Quant à la FTIR, elle met en évidence la présence de groupes fonctionnels actifs tels que $-OH$, $-COOH$ et $C=O$, responsables des interactions chimiques avec les ions ferreux (Fe^{2+}) et ferriques (Fe^{3+}), confirmant ainsi le caractère physico-chimique du mécanisme d'adsorption (Fox et al., 2012).

Par ailleurs, l'utilisation conjointe de poudre de cactus et de compost comme adsorbant présente de nombreux avantages environnementaux et économiques. Ce procédé, à la fois biodégradable, non toxique et peu coûteux, constitue une alternative durable aux méthodes conventionnelles de traitement de l'eau (Amari et al., 2019). Il s'inscrit également dans une démarche de valorisation des déchets et d'économie circulaire (Wainaina et al., 2020).

Bien que certaines limites subsistent — notamment la variabilité de l'efficacité selon les conditions et les contraintes liées au passage à l'échelle industrielle —, ces résultats ouvrent des perspectives prometteuses pour le développement futur de cette technologie verte (Sotamenou, 2010 ; Amari et al., 2019).

Références bibliographiques

1. **Abbas, A., Al-Amer, A. M., Laoui, T., Al-Marri, M. J., Nasser, M. S., Khraisheh, M., & Atieh, M. A.** (2016). Heavy metal removal from aqueous solution by advanced carbon nanotubes: Critical review of adsorption applications. *Separation and Purification Technology*, 157, 141–161. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.11.039>
2. **Acharya, A., Kumar, S., Kumar, A., Vamanu, E., Aschner, M., & Ashutosh, K.** (2023). *Phytoremediation and natural biosorbents: A review mentioning the regeneration and sustainability of organic biomaterials*. *arXiv preprint*. <https://arxiv.org/abs/2312.14288>
3. **Adjagodo, A., Tchibozo, M. A. D., Kelome, N., & Lawani, R.** (2016). Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse bibliographique. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 10 (3): 1459-1472. DOI : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.43>
4. **Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I.** (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, Article 6730305. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
5. **Alzharani, A. A., et al.** (2024). Activated *Opuntia ficus-indica* as an efficient adsorbent for iodine and heavy metals Cr(III), Cu(II) and Ni(II) ions uptake for wastewater treatment. *Journal of Umm Al-Qura University for Applied Sciences*, 10 (9), 491–509. <https://doi.org/10.1007/s43994-023-00098-7>
6. **Amari, A., Alalwan, B., Eldirderi, M., Mnif, W., & Ben Rebah, F.** (2020). Cactus material-based adsorbents for the removal of heavy metals and dyes: A review. *Mater. Res. Express* 7 (1), Article 012002. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/ab5f32>

7. **Barbera, M., Indelicato, S., Bongiorno, D., Censi, V., Saiano, F., & Piazzese, D.** (2023). Untreated *Opuntia ficus-indica* for efficient adsorption of Ni (II), Pb (II), Cu (II) and Cd (II) ions from water. *Molecules*, 28 (9), 3953. <https://doi.org/10.3390/molecules28093953>
8. **Bastida, F., Pérez-de-Mora, A., Hernández, T., & García, C.** (2008). Microbiological activity in a soil 15 years after amendment with organic wastes. *Bioresource Technology*, 99 (8), 2905–2913.
9. **Bastida, F., Kandeler, E., Hernández, T., & García, C.** (2008). Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial abundance and humus-associated enzyme activities under semiarid conditions. *Microbial Ecology*, *55*, 651–661. <https://doi.org/10.1007/s00248-007-9308-0>
10. **Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R.** (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology*, 100 (22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
11. **Boczkowski, J., & Lanone, S.** (2019). Impacts de la pollution de l'air sur la santé humaine. *Responsabilité & Environnement*, (96), 17–21
12. **Bonnissel, M.** (2018). *Adsorption de gaz modulée en température par des éléments thermoélectriques à effet Peltier* [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine]. Archive ouverte HAL. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01750933v1>
13. **Babel, S., & Kurniawan, T. A.** (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 97(1–3), 219–243. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
14. **Chen, Y., Senesi, N., & Schnitzer, M.** (1977). Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society of America Journal*, 41(3), 352–358. <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100030011x>
15. **Chai, W. S., Cheun, J. Y., Kumar, P. S., Mubashir, M., Majeed, Z., Banat, F., Ho, S. H., & Show, P. L.** (2021). A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application. *Journal of Cleaner Production*, 296, Article 126589. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126589>

16. **Chaudhary, D. S.** (n.d.). *Adsorption - Filtration Hybrid System in Wastewater Treatment and Reuse* [Master of Engineering thesis, Asian Institute of Technology].
17. **Derbe, T., Dargo, H., & Batu, W.** (2015). Cactus potential in heavy metal (Pb and Cd) removal in water sample collected from rural area around Adigrat town. *Chemistry and Materials Research*, 7 (3), 15–25.
18. **Deshmukh, S. O., & Hedaoo, M. N.** (2018). Wastewater treatment using bio-coagulant as cactus *Opuntia ficus indica* – A review. *International Journal for Scientific Research & Development*, 6 (10), 711–717. ISSN 2321-0613 (Online).
19. **De Vaufleury, A., & Gimbert, F.** (2013). *Bioaccumulation, bioamplification des polluants dans la faune terrestre : Un outil pour la biosurveillance des écosystèmes*. EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/978-2-7598-1130-4>
20. **Djilani, C., Zaghdoudi, R., Djazi, F., & Bouchekima, B.** (2012). **Adsorption des composés organiques volatils chlorés par l'alumine et le charbon actif.** *Revue des Energies Renouvelables*, 15 (3), 407–415.
21. **Doughmi, A., Cherkaoui, E., Khamar, M., & Nounah, A.** (2024). **Organic waste valorization through composting as part of a circular economy.** *The Eurasia Proceedings of Science, Technology, Engineering & Mathematics (EPSTEM)*, 29, 210–218. <https://doi.org/10.55549/epstem.1566173>
22. **Dąbrowski, A.** (2001). Adsorption — from theory to practice. *Advances in Colloid and Interface Science*, 93(1–3), 135–224. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)
23. **Eriksen, G. N., Coale, F. J., & Bollero, G. A.** (1999). Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste compost-amended soil. *Agronomy Journal*, 91 (6), 1009–1016. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.9161009x>
24. **Escobar-Segovia, K., Jiménez-Oyola, S., Garcés-León, D., Paz-Barazola, D., Chavez Navarrete, E., Romero-Crespo, P., & Salgado, B.** (2021). **Heavy metals in rivers affected by mining activities in Ecuador: Pollution and human health implications.** *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 250, 61–72. <https://doi.org/10.2495/WRM210061>
25. **Fiset, J.-F.** (2001). *Récupération de métaux en solution par adsorption sur différentes biomasses végétales: application à des effluents industriels* [Mémoire

de maîtrise, Institut national de la recherche scientifique - Eau (INRS-Eau), Université du Québec].

26. **Foo, K. Y., & Hameed, B. H.** (2010). Insights into adsorption isotherm modeling. *Chemical Engineering Journal*, 156 (1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>
27. **Fox, D. I., Pichler, T., & Alcantar, N. A.** (2012). Removing Heavy Metals in Water: The Interaction of Cactus Mucilage and Arsenate (As (V)), 46 (8), 4553–4559. <https://doi.org/10.1021/es2021999>
28. **Freundlich, H. M. F.** (1906). Over the adsorption in solution. *The Journal of Physical Chemistry*. 57, 1100-1107.
29. **Gebresamuel, N., & Gebre-Mariam, T.** (2012). **Comparative physico-chemical characterization of the mucilages of two cactus pears (*Opuntia spp.*) obtained from Mekelle, Northern Ethiopia.** *Journal of Biomaterials and Nanobiotechnology*, 3 (1), 79-86. <https://doi.org/10.4236/jbmb.2012.31015>
30. **Goldstein, G., Andrade, J. L., & Nobel, P. S.** (1991). **Differences in water relations parameters for the chlorenchyma and the parenchyma of *Opuntia ficus-indica* under wet versus dry conditions.** *Australian Journal of Plant Physiology*, 18(2), 95–107. <https://doi.org/10.1071/PP9910095>
31. **Granjou, C., Higgin, M., & Mounet, C.** (2020). Le compostage, entre réduction des déchets et domestication du pourrissement. *Revue d'Anthropologie des Connaissances*, 14 (4), 1–25. <https://doi.org/10.4000/rac.11873>
32. **García-Gil, J. C., Ceppi, S. B., Velasco, M. I., Polo, A., & Senesi, N.** (2004). Adsorption of Cd and Pb by humic acids extracted from compost. *Waste Management*, 24(5), 499–505. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.09.004>
33. **Gusiatin, Z. M., & Klimiuk, E.** (2012). **Metal (Cu, Cd and Zn) removal and stabilization during multiple soil washing by saponin.** *Chemosphere*, *86*(4), 383–391. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.027>
34. **Haug, R. T.** (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers.
35. **Hsu, J., & Lo, S. L.** (2000). Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. *Environmental Pollution*, 110(1), 97–102. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00183-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00183-8)

36. **Hussein, M., Mona, M., & El-Maghraby, A.** (2007). Removal of heavy metals from wastewater using agricultural and industrial wastes as adsorbents. *Journal of Applied Sciences Research*, 3(11), 1321–1329.
37. **Huang, M., Zhu, Y., Li, Z., Huang, B., Luo, N., Liu, C., & Zeng, G.** (2016). Compost as a soil amendment to remediate heavy metal contaminated agricultural soil: Mechanisms, efficacy, problems, and strategies. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 359. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3068-8>
38. **Iglesias-Jiménez, E., & Alvarez, C. E.** (1993). Apparent nitrogen availability in composted municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils*, 16 (4), 313–318. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00369312>
39. **Jakobsen, S. T.** (1994). **Aerobic decomposition of organic wastes I. Stoichiometric calculation of air change.** *Resources, Conservation and Recycling*, 12 (3–4), 165–175. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90004-3)
40. **Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N.** (2014). Toxicity, mechanisms and health effects of heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7 (2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
41. **Keren, R., & Mezuman, U.** (1981). **Boron adsorption by clay minerals using a phenomenological equation.** *Clays and Clay Minerals*, 29 (3), 198–204. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1981.0290305>
42. **Kadirvelu, K., Thamaraiselvi, K., & Namasivayam, C.** (2003). Adsorption of nickel(II) from aqueous solution onto activated carbon prepared from coir pith. *Separation and Purification Technology*, 24(3), 497–505. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(01\)00200-1](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(01)00200-1)
43. **Kulikowska, D., & Gusiati, Z. M.** (2015). Feasibility of using humic substances from compost to remove heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) from contaminated soil aged for different periods of time. *Journal of Hazardous Materials*, 300, 882–891. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.042>
44. **Langmuir, I.** (1918). The adsorption of gases on plane surfaces. *Journal of the American Chemical Society*, 40 (9), 1361–1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>

45. Le Cloirec Pierre. (2003). Adsorption en traitement de l'air. *Techniques de l'Ingénieur*, [En ligne], G1770 v1, 10 janvier 2003. Disponible sur : <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/archives-th12/archives-environnement-tiag0/archive-1/adsorption-en-traitement-de-l-air-g1770/regeneration-des-charbons-actifs-g1770niv10005.html>
46. Legbré, O. N., Soro, D. B., Coulibaly, Y., N'guettia, R. K., Kone, M., Ladji, M., Narcisse, A. K., & Sory, T. K. (2023). Influence de la fonctionnalisation du charbon actif issu des coques de café sur la cinétique d'adsorption du cadmium. *International Journal of Advanced Research*, 11 (10), 486–492. <https://doi.org/10.21474/IJAR01/17731>
47. Maroušek, J., Maroušková, A., Zoubek, T., & Bartoš, P. (2022). Economic impacts of soil fertility degradation by traces of iron from drinking water treatment. *Environment, Development and Sustainability*, 24, 4835–4844. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01636-1>
48. Mohamed-Yasseen, Y., Barringer, S. A., Splittstoesser, W. E., & Costanza, S. (1994). The role of seed coats in seed viability. *The Botanical Review*, 60, 426–439. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02857926>
49. Mohan, D., & Pittman, C. U., Jr. (2006). Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 762–811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.060>
50. Miretzky, P., & Cirelli, A. F. (2010). Cr(VI) and Cr(III) removal from aqueous solution by raw and modified lignocellulosic materials: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.060>
51. Medina-Torres, L., Brito-De La Fuente, E., Torrestiana-Sanchez, B., & Katthain, R. (2000). Rheological properties of the mucilage gum (*Opuntia ficus indica*). *Food Hydrocolloids*, 14(5), 417–424. [https://doi.org/10.1016/S0268-005X\(00\)00015-5](https://doi.org/10.1016/S0268-005X(00)00015-5)

52. Nagao, M., & Suda, Y. (1989). Adsorption of benzene, toluene, and chlorobenzene on titanium dioxide. *Langmuir*, 5 (1), 42–47. <https://doi.org/10.1021/la00085a009>
53. Nobel, P. S. (1988). *Environmental biology of agaves and cacti*. Cambridge University Press. Cambridge U.K. 270 pp. *Acta Botánica Mexicana*, 9:37-38
54. Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., & Nguyen, T. V. (2013). A comparative study on different sorbents for removal of heavy metals from wastewater. *Science of the Total Environment*, 452–453, 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.052>
55. Petrovic, A. M., et al. (2013). Environmental impacts of iron-based pesticides and fertilizers: A review. *Environmental Pollution*, 182, 235–242. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.025>
56. Prodromou, M., & Pashalidis, I. (2013). Copper(II) removal from aqueous solutions by adsorption on non-treated and chemically modified cactus fibres. *Water Science and Technology*, 68 (12), 2497–2503. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.535>
57. Quintero-García, M., Gutiérrez-Cortez, E., Bah, M., Rojas-Molina, A., Cornejo-Villegas, M. D. L. A., Del Real, A., & Rojas-Molina, I. (2021). Comparative analysis of the chemical composition and physicochemical properties of the mucilage extracted from fresh and dehydrated *Opuntia ficus-indica* cladodes. *Foods*, 10 (9), 2137. <https://doi.org/10.3390/foods10092137>
58. Rao, M. M., Ramesh, A., Rao, G. P. C., & Sessaiah, K. (2002). Removal of copper and cadmium from the aqueous solutions by activated carbon derived from *Ceiba pentandra* hulls. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.007>
59. Rogel-Mendoza, M., Martínez-Ruvalcaba, A., & Hernández-Sánchez, H. (2017). Applications of mucilage from *Opuntia ficus-indica* in food and pharmaceutical industries: A review. *Journal of Applied Pharmaceutical Science*, 7(10), 200–206. <https://doi.org/10.7324/JAPS.2017.71029>

60. Sáenz, C., Sepúlveda, E., & Matsuhira, B. (2004). *Opuntia* spp mucilage's: A functional component with industrial perspectives. *Journal of Arid Environments*, 57 (3), 275–290. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00106-X)
61. Senesi, N., & Loffredo, E. (1999). The chemistry of soil organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), *Soil Physical Chemistry* (2nd ed., pp. 239–370). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482278647>
62. Stevenson, F. J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions* (2nd ed.). Wiley-Interscience.
63. Sun, L.-M., & Meunier, F. (2003). Adsorption. Aspects théoriques. *Techniques de l'Ingénieur*, J2730 (v1), 1–20
64. Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2014). Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. *Food and Chemical Toxicology*, 47(3), 583–591. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.12.016>
65. Singh, R. P., et al. (2018). Iron-based pesticides and environmental safety: Emerging concerns and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, 224, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.054>
66. Sáenz, C., Sepúlveda, E., & Matsuhira, B. (2004). *Opuntia* spp mucilage's: A functional component with industrial applications. *Journal of Arid Environments*, 57(3), 275–290. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00106-X)
67. Sepúlveda, E., Sáenz, C., Aliaga, E., & Matsuhira, B. (2007). Chemical and rheological properties of mucilage from *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. cladodes. *Carbohydrate Polymers*, 68(3), 293–298. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2006.12.021>
68. Senesi, N., & Loffredo, E. (1999). The chemistry of soil organic matter. In D. L. Sparks (Ed.), *Soil Physical Chemistry* (2nd ed., pp. 239–370). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482278647>
69. Stevenson, F. J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions* (2nd ed.). Wiley-Interscience. ISBN : 978-0-471-59474-1
70. Tang, J., Zhang, L., Zhang, J., Ren, L., Zhou, Y., Zheng, Y., Luo, L., Yang, Y., Huang, H., & Chen, A. (2020). Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and

- compost. *Science of The Total Environment*, 701, 134751.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>
71. **Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015).** Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18 (34), 109–123.
<https://www.redalyc.org/pdf/3442/344234336010.pdf>
 72. **Torres Bustillos, L. G., Carpinteyro-Urban, S., & Orozco, C. (2013).** Production and characterization of *Opuntia ficus-indica* mucilage and its use as coagulant-flocculant aid for industrial wastewaters. *International Journal of Biotechnology Research*, 1(3), 38–45.
<https://www.researchgate.net/publication/260639113>
 73. **Tripathi, A., & Ranjan, M. R. (2015).** Heavy metal removal from wastewater using low cost adsorbents. *Bioremediation & Biodegradation*, 6 (6), 1000315.
<https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000315>
 74. **Trachtenberg, S., & Mayer, A. M. (1981).** Mucilage cells of *Opuntia ficus-indica* L. *Annals of Botany*, 48(4), 313–320.
<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a086220>
 75. **Tipping, E. (2002).** *Cation Binding by Humic Substances*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535741>
 76. **Vargas-Solano, S. V., Rodríguez-González, F., Martínez-Velarde, R., Morales-García, S. S., & Jonathan, M. P. (2022).** Removal of heavy metals present in water from the Yautepec River Morelos México, using *Opuntia ficus-indica* mucilage. *Environmental Advances*, 7, Article 100160.
<https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100160>
 77. **Wang, H., Wang, T., Wang, W., & Yuan, Y. (2024).** Enhancing rural surface water remediation with iron–carbon microelectrolysis-strengthened ecological floating beds. *Sustainability*, 16(17), Article 7417.
<https://doi.org/10.3390/su16177417>
 78. **Wolfe, T. A., Demirel, T., & Baumann, E. R. (1986).** Adsorption of organic pollutants on montmorillonite treated with amines. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 58(1), 68–76.

79. **Wang, S., & Chen, X.** (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, 27(2), 195–226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>
80. **Wang, S., & Guo, X.** (2020). Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous Materials*, 390, 122156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>
81. **Yin, Y., Allen, H. E., Li, Y., Huang, C. P., & Sanders, P. F.** (2007). Metal adsorption by humic acids: A review of isotherms and mechanisms. *Environmental International*, 33(5), 745–756. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.02.005>
82. **Zaini, M. A. A., Amano, Y., & Machida, M.** (2010). Adsorption of heavy metals onto activated carbons derived from polyacrylonitrile fiber. *Journal of Hazardous Materials*, 180 (1–3), 552–560. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.069>
83. **Zhou, Y., Wang, C., & Luo, W.** (2016). Leaching of trace metals from agricultural soils amended with iron fertilizers. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 1237–1245. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5329-9>
84. **Zhang, M.** (2011). Adsorption study of Pb (II), Cu (II) and Zn (II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chemical Engineering Journal*, 172 (1), 361–368. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.06.017>