



Université Mohamed khider –Biskra

Faculté d'Architecture, de l'Urbanisme, de Génie Civil et de l'Hydraulique

Département de Génie civil et d'Hydraulique

MÉMOIRE DE MASTER

Sciences et Technologies

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Réf. :HU02

Présenté et soutenu par :
KHELFA Mohamed Amine

Le: lundi 2 juin 2025

Étude de la possibilité de réutilisation d'un biochar à base de résidus agricoles par adsorption dans le traitement de deux colorants : cationique et anionique

Jury :

Pr. OUNOKI Samira
Dr. DRIDI Chafika
Dr. YUCEF Soufiane

Président
Examineur
Encadreur

Université de Biskra
Université de Biskra
Université de Biskra

Année universitaire : 2024 - 2025

Remerciements

Je rends tout d'abord grâce à Dieu, le Tout-Puissant, pour la force, la patience et la volonté qu'Il m'a accordées tout au long de ce parcours, et qui m'ont permis d'achever ce travail.

Mes plus sincères remerciements s'adressent à mon encadrant, **Dr. YUCEF Soufiane**, pour sa disponibilité, son accompagnement précieux, ainsi que ses conseils éclairés tout au long de la réalisation de ce mémoire. Sa rigueur scientifique et sa bienveillance ont été d'un grand soutien à chaque étape de ce travail.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude au laboratoire LARHYSS de l'Université Mohamed Khider – Biskra, dirigé par **Pr. Guergazi Saadia**, responsable du laboratoire, pour m'avoir offert l'opportunité de bénéficier de ses équipements et de ses ressources scientifiques dans des conditions de travail optimales

J'adresse également mes remerciements aux membres du jury pour l'honneur qu'ils me font en acceptant d'évaluer ce mémoire, et pour l'attention qu'ils accorderont à mon travail.

J'exprime aussi ma reconnaissance à l'ensemble des enseignants et personnels du Département de Génie civil et d'Hydraulique de l'Université Mohamed Khider – Biskra pour la qualité de la formation dispensée et leur engagement pédagogique.

Un grand merci à mes collègues de promotion pour les moments partagés, l'entraide, et l'ambiance solidaire durant toutes ces années.

Enfin, je tiens à remercier profondément ma famille, pour son soutien moral, son encouragement constant, et pour avoir toujours cru en moi.

Dédicace

Ce mémoire représente l'aboutissement d'un long chemin de persévérance, d'apprentissage et de passion. Il est aussi le fruit du soutien et de l'amour de ceux qui ont toujours cru en moi.

Je dédie ce travail :

À **mes chers parents**, pour leur amour inestimable, leurs sacrifices constants, et leur soutien indéfectible. Vous êtes ma plus grande source d'inspiration, et je vous dois tout.

À **mes sœurs**, pour leur affection, leurs encouragements, et leur présence rassurante à chaque étape de mon parcours.

À **ma famille élargie**, pour leurs prières, leurs mots réconfortants et leur confiance.

À **mes amis sincères** et à tous les membres de **ma promotion**, pour leur entraide, leur solidarité et les moments inoubliables partagés ensemble.

À toutes les personnes qui ont cru en moi, qui m'ont soutenu de près ou de loin

— par un conseil, un sourire, une écoute ou une simple parole bienveillante. Ce mémoire est autant le vôtre que le mien.

Résumé

Ce travail vise à étudier l'efficacité et la réutilisation d'un biochar à base de branches des plantes de tomates pour éliminer des colorants cationiques et anioniques en milieu synthétique. L'étude comparative des biochars préparés à différentes températures (500 °C, 700 °C et 900 °C) a montré que le biochar obtenu à 900 °C (BT-900°) présente la meilleure efficacité d'adsorption pour les colorants Rhodamine B (colorant cationique) et Rouge Congo (colorant anionique), avec un ordre d'efficacité : BT-900° > BT-700° > BT-500°. La caractérisation du BT-900° a révélé une surface spécifique importante et des liaisons de surface variées, favorables à son usage comme adsorbant.

La cinétique d'adsorption a indiqué un équilibre atteint en 2 heures pour le Rhodamine B et en 3 heures pour le Rouge Congo sur BT-900°. Le modèle cinétique du pseudo-second-ordre a mieux décrit le processus que le modèle du premier ordre, suggérant une adsorption principalement chimique. Les isothermes d'adsorption, notamment celui de Langmuir, ont bien ajusté les données expérimentales, avec des capacités maximales d'adsorption de 77,178 mg/g pour le Rhodamine B et 58,596 mg/g pour le Rouge Congo. Après trois cycles de réutilisation, le biochar nécessitait une régénération. Suite à cette régénération, à l'aide d'une solution de NaOH (0,1 M), BT-900° est resté efficace pour trois cycles avec le Rhodamine B, tandis qu'il s'est saturé après un seul cycle avec le Rouge Congo. En conclusion, le biochar dérivé des branches de plants de tomates constitue un adsorbant efficace pour la réduction du Rhodamine B en milieu aqueux, avec une efficacité moindre pour le Rouge Congo. Cette étude met en évidence le potentiel du BT-900° comme matériau adsorbant performant pour le traitement des eaux colorées.

Mots clés : Biochar ; Adsorption ; cationiques ; anioniques ; Rhodamine B ; Rouge Congo.

Abstract

The aim of this work is to study the effectiveness and reuse of a biochar based on the stems of tomato plants for the removal of cationic and anionic dyes in a synthetic medium. A comparative study of biochars prepared at different temperatures (500°C, 700°C and 900°C) showed that the biochar obtained at 900°C (BT-900°) had the best adsorption efficiency for the dyes Rhodamine B (cationic dye) and Congo Red (anionic dye), in the order of efficiency: BT-900° > BT-700° > BT-500°. Characterisation of BT-900° revealed a large specific surface area and a variety of surface bindings, favourable for its use as an adsorbent. Adsorption kinetics indicated that equilibrium was reached in 2 hours for Rhodamine B and 3 hours for Congo Red on BT-900°. The pseudo-second-order kinetic model described the process better than the first-order model, suggesting mainly chemical adsorption. The adsorption isotherms, particularly the Langmuir isotherm, fitted the experimental data well, with maximum adsorption capacities of 77.178 mg/g for Rhodamine B and 58.596 mg/g for Congo Red. After three cycles of reuse, the biochar required regeneration. Following this regeneration, using a solution of NaOH (0.1 M), BT-900° remained effective for three cycles with Rhodamine B, while it saturated after a single cycle with Congo Red. In conclusion, biochar derived from tomato plant branches is an effective adsorbent for the reduction of Rhodamine B in aqueous media, with a lower efficiency for Congo Red. This study highlights the potential of BT-900° as a high-performance adsorbent material for treating coloured water.

Keywords: Biochar; Adsorption; Cationic ; anionic ; Rhodamine B; Congo Red.

ملخص

يهدف هذا العمل إلى دراسة فعالية وإعادة استخدام بيوشار محضر من فروع نباتات الطماطم لإزالة الأصباغ الكاتيونية والأنيونية في وسط محضر، حيث تم إذابة الصبغات في الماء المقطر. أظهرت الدراسة المقارنة للبيوشارات المحضرة عند درجات حرارة مختلفة (500 °م، 700 °م و 900 °م) أن البيوشار المحضر عند 900 °م (BT-900°) يتميز بأفضل فعالية امتزاز لصبغتي الرودامين B (صبغة كاتيونية) والكونغو الأحمر (صبغة أنيونية)، بترتيب فعالية : $BT-900^{\circ} > BT-700^{\circ} > BT-500^{\circ}$.

أظهر توصيف BT-900° مساحة سطحية كبيرة وروابط سطحية متنوعة تتيح استخدامه كمادة مازة. أشارت حركية الامتزاز إلى الوصول إلى حالة التوازن خلال ساعتين مع الرودامين B وثلاث ساعات مع الكونغو الأحمر على BT-900° نموذج الحركية من الدرجة الثانية كان الأنسب لوصف عملية الامتزاز مقارنة بالنموذج من الدرجة الأولى، مما يدل على أن الامتزاز كيميائي في الغالب.

انطبقت بيانات الامتزاز على نماذج الإيزوثيرم، وخاصة نموذج لانجمير، بطريقة جيدة، حيث بلغت سعة الامتزاز القصوى 77.178 ملغ/غ للرودامين B و 58.596 ملغ/غ للكونغو الأحمر. بعد ثلاث دورات من إعادة الاستخدام، تطلب البيوشار عملية تجديد. وبعد التجديد باستخدام محلول NaOH (0.1 م)، بقي BT-900° فعالاً خلال ثلاث دورات مع الرودامين B ، في حين تشبع بعد دورة واحدة فقط مع الكونغو الأحمر.

في الختام، يبين هذا العمل أن البيوشار المحضر من فروع نباتات الطماطم يعد مادة مازة فعالة لتقليل تركيز الرودامين B في الوسط المائي، مع فعالية أقل تجاه الكونغو الأحمر. وتبرز هذه الدراسة قدرة BT-900° كمادة فعالة في معالجة المياه الملونة.

الكلمات المفتاحية: الفحم الحيوي؛ الامتزاز؛ الكاتيونية؛ الأنيونية؛ رودامين ب؛ أحمر الكونغو.

Sommaire

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste d'abréviation

Introduction générale..... 01

Partie bibliographique

Chapitre I : Rhodamine B et Rouge Congo : Caractéristiques, Présence, Effet et Réglementation

I.1 Introduction..... 03

I.2 Caractéristiques des colorants Rhodamine B et Rouge Congo..... 03

I.2.1 Structure moléculaire et propriétés physiques 03

I.2.2 Solubilité et stabilité dans différents milieux 04

I.3 Applications et utilisations industrielles 05

I.4 Présence et sources des colorants dans l'environnement..... 05

I.4.1 Sources industrielles et domestiques..... 06

I.4.2 Persistance et modes de dispersion 06

I.4.3 Devenir et transformation dans l'environnement..... 07

I.4.4 Effets sur les écosystèmes aquatiques 08

I.4.5 Présence dans les eaux usées et méthodes de détection 10

I.5 Impact sur la santé humaine..... 10

I.6 Conséquences environnementales et bioaccumulation..... 12

I.7 Réglementation et recommandations actuelles 13

I.8 Recommandations environnementales 14

I.9 Conclusion 14

Chapitre II : Théorie de l'adsorption

II.1 Introduction 16

II.2 Généralités sur l'adsorption..... 16

II.2.1 Description du phénomène d'adsorption.....	16
II.2.2 Types de l'adsorption	16
II.2.2.1 Adsorption physique (ou physisorption).....	17
II.2.2.2 Adsorption chimique (ou chimisorption).....	17
II.2.3 Étapes de l'adsorption.....	18
II.2.4 Cinétique d'adsorption et modélisation	19
II.2.4.1 Modèle pseudo-premier ordre.....	20
II.2.4.2 Modèle pseudo-second ordre	20
II.2.4.3 Modèle de diffusion intra-particulaire	21
II.2.5 Facteurs affectant l'adsorption	22
II.2.6 Isothermes d'adsorption.....	23
II.2.6.1 Notation et types d'isothermes d'adsorption	24
II.2.6.2 Modèles des isothermes d'adsorption	26
II.2.6.2.1 Isotherme de Langmuir	26
II.2.6.2.2 Isotherme de Freundlich.....	27
II.2.7 Analyse de la fonction d'erreur	27
II.3 Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de la Rhodamine B et du Rouge Congo	28
II.4 Conclusion.....	30

Partie expérimentale

Chapitre I : Méthodologie expérimentale

I.1 Introduction.....	31
I.2 Préparation du biochar	31
I.3 Préparation des solutions mères des colorants	33
I.4 Dosage du colorant dans les échantillons d'eau	33
I.5 Détermination du pH des échantillons d'eau	34
I.6 Description des essais d'adsorption	35
I.7 Conclusion	36

Chapitre II : Résultats et discussion des essais d'adsorption du Rhodamine B et Rouge

Congo

II.1 Introduction	37
II.2 Résultats et discussion.....	37
II.2.1 Comparaison entre l'efficacité d'adsorption des biochars préparés	37
II.2.2 Caractéristiques du biochar BT-900°	38
II.2.3 Modélisation de la cinétique d'adsorption du Rouge Congo et du Rhodamine B sur le BT-900°	39
II.2.4 Isothermes d'adsorption.....	45
II.2.5 Etude de la réutilisation du BT-900°	49
II.3 Conclusion.....	52
 Conclusion générale	 53
Références bibliographiques	55

Liste des tableaux

N° tableau	Titre	Page
Tableau 1	Propriétés chimiques et physiques de la Rhodamine B	03
Tableau 2	Propriétés chimiques et physiques du Rouge	04
Tableau 3	Effets écotoxicologiques de la Rhodamine B et du Rouge Congo sur les écosystèmes aquatiques	09
Tableau 4	Normes internationales de rejet dans l'environnement	14
Tableau 5	Les différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique	17
Tableau 6	Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de Rhodamine B	29
Tableau 7	Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de Rouge Congo	30
Tableau 8	Exemple des données des courbes d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine B et du Rouge Congo	34
Tableau 9	Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption (PPO et PSO) pour le Rouge Congo et le Rhodamine B sur BT-900° ([Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L; BT-900° = 1 g/L).	42
Tableau 10	Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption pour le Rouge Congo et le Rhodamine B sur BT-900° ([Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L ; BT-900° = 1 g/L).	44
Tableau 11	Paramètres estimés des modèles isothermes non linéaires pour le Rhodamine B et le Rouge Congo.	47
Tableau 12	Données sur la réutilisation des biochars pour l'adsorption des colorants anioniques et les colorants cationiques	51

Liste des figures

N° figure	Titre	Page
Figure 1	Schéma du mécanisme de transport de l'adsorbat au sein de l'adsorbant	19
Figure 2	Différentes formes des isothermes d'adsorption	25
Figure 3	Schéma explicatif des étapes de préparation des biochars BT-500° ; BT-700°, et BT-900°	32
Figure 4	Rhodamine –B et Rouge Congo utilisés pour préparer les solutions mères de chaque colorant.	33
Figure 5	Spectrophotomètre (Optizen 2120 UV) utilisé pour le dosage du Rhodamine B et du Rouge Congo.	33
Figure 6	Exemple d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine B et du Rouge Congo par utilisation du spectrophotomètre Optizen 2120 UV.	34
Figure 7	PH mètre utilisé pour mesurer le pH des échantillons d'eau.	35
Figure 8	Description des étapes de réalisation d'un essai d'adsorption	35
Figure 9	Evolution de l'efficacité d'adsorption du (a) Rhodamine B et du (b) Rouge Congo sur chaque adsorbant préparé (BT-500° , BT-700° ; BT-900°) en fonction du temps. ([Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] ₀ = 50 mg/L ; Dose del'adsorbant = 1 g/L ; T= 20 °C).	38
Figure 10	Analyse des groupement fonctionnels dans le spectre FTIR du biochar BT-900°.	39
Figure 11	Données expérimentales et ajustement non linéaire des modèles PPO, PSO pour le Rouge Congo et le Rhodamine B. ([Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L; BT-900° = 1 g/L T= 20 °C).	41
Figure 12	Données expérimentales et ajustement linéaire-du modèle diffusion intra-particule pour le Rouge Congo et le Rhodamine B. ([Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] ₀ = 50 mg/L; BT-900° = 1 g/L; T= 20 °C).	43
Figure 13	Mécanismes possibles pour l'adsorption du Rhodamine B et du Rouge Congo sur le biochar BT-900 °	44
Figure 14	Exemple de liaisons hydrogènes et des interactions π - π qui peuvent se produire entre le colorant et les liaisons de surface de L'adsorbant (BT-900°).	45

Figure 15	Evolution de l'efficacité du traitement en fonction de la tenue initiale du colorant. (BT-900° = 1 g/L, T°= 20 °C ; [Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] ₀ =20-100 mg/L).	46
Figure 16	Modélisation des résultats expérimentaux des isothermes d'adsorption (a) Rhodamine B ; (b) Rouge Congo. (BT-900° = 1 g/L, T°= 20 °C ; [Rouge Congo] ₀ = [Rhodamine B] ₀ =20-100 mg/L).	47
Figure 17	Résultats des cycles d'adsorption du Rhodamine B et de reutilization après régénération du BT-900°	50
Figure 18	Résultats des cycles d'adsorption du Rouge Congo et de reutilization après régénération du BT-900°	50

Liste des abréviations et acronymes

Abréviation	Expression
LARHYSS	Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface
Rhodamine B	Composé organique colorant cationique
Rouge Congo	Composé organique colorant anionique
BT-900°	Biochar obtenu après pyrolyse des branches de plantes de tomates à une température de 900°C dans le four à moufle.
ATR-FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
pH	Potentiel d'Hydrogène
NaOH (0,1 M)	Solution de l'Hydroxyde de sodium 0,1 molaire
R(%)	Rendement d'élimination du polluant en %
χ^2	Chi carré obtenu après ajustement des modèles empiriques aux points expérimentaux
R²	Coefficient de détermination, obtenu après ajustement des modèles empiriques aux points expérimentaux
q_{e,calc}	Quantité de l'adsorption de l'ion métallique par gramme de l'adsorbant, obtenue à partir de l'application du modèle
q_{e,exp}	Quantité de l'ion métallique adsorbée à l'équilibre par gramme de l'adsorbant, obtenue expérimentalement
PPO	Modèle du Pseudo-premier-ordre
PSO	Modèle du Pseudo-second-ordre
k_{int}	Constante de la diffusion intra particule
Q_{max}	Capacité maximale d'adsorption à saturation de Langmuir
RL	Paramètre adimensionnel de Langmuir
n	Facteur de Freundlich (sans dimension)

Introduction

Générale

Introduction générale

Les colorants synthétiques constituent aujourd'hui une classe majeure de composés chimiques largement utilisés dans diverses industries, notamment le textile, la papeterie, les plastiques, les cosmétiques et parfois même dans le domaine agroalimentaire. Ces substances, bien que très performantes pour la coloration des produits, posent de sérieux problèmes environnementaux lorsqu'elles sont rejetées sans traitement préalable dans les milieux aquatiques (Islam et al., 2023).

Parmi les colorants les plus problématiques figurent la Rhodamine B, un colorant cationique fluorescent appartenant à la famille des xanthènes (Behera et al., 2024 ; Bhakta et al., 2025), et le Rouge Congo, un colorant anionique diazoïque (Hua et al., 2023). Leur structure chimique complexe leur confère une grande stabilité, ce qui les rend difficilement biodégradables. De ce fait, ces composés peuvent persister dans l'environnement pendant de longues périodes et s'accumuler dans les écosystèmes aquatiques, affectant ainsi la faune, la flore et, potentiellement, la santé humaine (Islam et al., 2023 ; Bhakta et al., 2025).

Leur élimination efficace est ainsi devenue une priorité dans le domaine du traitement des eaux. Cependant, les technologies classiques, telles que la coagulation-floculation, l'oxydation chimique ou la filtration membranaire, se révèlent souvent coûteuses, peu efficaces ou produisent des résidus secondaires (Kim et al., 2025).

Face à ces limites, l'adsorption s'impose comme une technique de choix en raison de sa simplicité, de son efficacité, de son faible coût. En particulier, l'utilisation de biochars issus de résidus agricoles qui attire l'attention des chercheurs comme alternative durable, écologique et économique (Chebbi et al., 2024 ; Youcef et al., 2025). Ces biochars, préparés par pyrolyse, présentent une surface spécifique élevée, une structure poreuse et une fonctionnalisation chimique favorable à la rétention des colorants (Islam et al., 2023 ; Bhakta et al., 2025).

Il est connu que la wilaya de Biskra est considérée comme une zone agricole, et à la fin de la saison de récolte, beaucoup de résidus sont produits, comme les résidus de plantes de tomates. Cependant, la réutilisation de résidus agricoles permet d'éviter l'élimination des déchets dans l'environnement.

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce travail est d'étudier l'utilisation et la réutilisation d'un biochar à base des plantes de tomates après la saison de récolte et son utilisation comme adsorbant pour éliminer un colorant cationique (Rhodamine B) et un autre anionique (Rouge Congo) en solutions synthétiques.

Cette étude sera réalisée et présentée en deux parties :

- Une étude bibliographique qui sera exposée en deux Chapitres. Le premier chapitre sera consacré à la présentation d'une idée sur les caractéristiques physiques et chimiques des polluants ciblés (Rhodamine B et Rouge Congo). Leur présence dans l'environnement, leurs effets. Une revue sera également faite sur les travaux antérieurs réalisés dans le domaine de l'élimination de ces polluants par utilisation de biochar à base résidus agricoles. Le deuxième chapitre présentera les bases théoriques du processus d'adsorption.
- Une partie expérimentale : sera réalisée au niveau du laboratoire de recherche LARHYSS (Université de Biskra).

La partie expérimentale sera présentée en deux chapitres. Commencant par la description de la méthodologie expérimentale suivie puis par la présentation et la discussion des résultats obtenus.

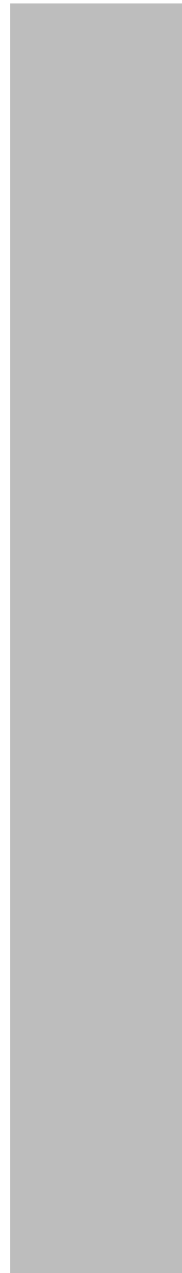
Partie

Bibliographique



CHAPITRE I

***Rhodamine B et Rouge
Congo : Caractéristiques,
Présence, Effet et
Réglementation***



I.1 Introduction

Ce chapitre vise à présenter une revue détaillée des deux colorants cibles de cette étude (Rhodamine B et Rouge Congo) en abordant successivement leur structure moléculaire, leurs propriétés chimiques, leurs applications industrielles, ainsi que leur comportement dans l’environnement, leurs effets écotoxicologiques et les réglementations encadrant leur utilisation.

I.2 Caractéristiques des colorants Rhodamine B et Rouge Congo

I.2.1 Structure moléculaire et propriétés physiques

Les colorants Rhodamine B et Rouge Congo sont représentatifs de deux grandes familles de colorants organiques : les xanthènes pour la Rhodamine B (Tableau 1), et les azoïques pour le Rouge Congo (Tableau 2). Chacun de ces composés présente une structure moléculaire distincte, qui détermine non seulement leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, stabilité, affinité de surface), mais également leur comportement dans les milieux aquatiques et leur interaction avec les matériaux adsorbants.

Tableau 1 : Propriétés chimiques et physiques de la Rhodamine B (González-Crisostomo et al., 2021 ;Yagub et al., 2014 ; Sigma-Aldrich, 2023)

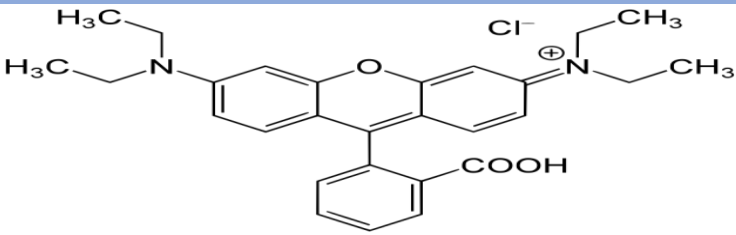
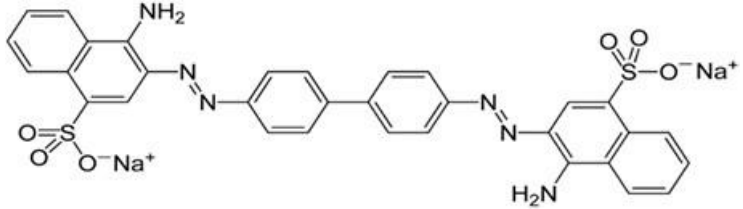
Paramètre	Valeur
Structure moléculaire	
Formule moléculaire	C ₂₈ H ₃₁ ClN ₂ O ₃
Poids moléculaire	479.02 g/mol
Famille	Colorant xanthène (cationique)
Synonymes	Basic Violet 10, Rhodamine 610, C.I. 45170
Point de fusion	Environ 165 °C (décomposition)
Solubilité dans l’eau	Très soluble (jusqu’à 100 mg/mL)
Domaine d’utilisation	Coloration textile, biologique, traceur fluorescent
Couleur	Rose/rouge vif
Odeur	Inodore
Aspect	Cristaux ou poudre
Longueur d’onde	554

Tableau 2 : Propriétés chimiques et physiques du Rouge Congo (Venkat & VijayBabu, 2013 ; Guiza et al., 2013)

Paramètre	Valeur
Structure moléculaire	
Formule moléculaire	C ₃₂ H ₂₂ N ₆ Na ₂ O ₆ S ₂
Poids moléculaire	696.66 g/mol
Famille	Colorant azoïque
Synonymes	Sel de sodium d'acide bis-1-naphtylamine-4-sulfonique diazoïque benzidine
Point de fusion	360 °C
Solubilité dans l'eau	Environ 25 g/L
Domaine d'utilisation	Industrie textile
Couleur	Rouge foncé
Odeur	Inodore
Aspect	Poudre
Longueur d'onde	500

1.2.2 Solubilité et stabilité dans différents milieux

Les colorants Rhodamine B et Rouge Congo présentent des comportements distincts en matière de solubilité et de stabilité, en raison de leur nature ionique opposée et de leurs structures moléculaires spécifiques.

La Rhodamine B, étant un colorant cationique à base de xanthène, est hautement soluble dans l'eau, avec une solubilité pouvant dépasser 100 mg/mL à température ambiante. Elle montre une bonne stabilité dans les milieux aqueux neutres et acides, mais peut se dégrader sous l'effet de la lumière ou en présence d'oxydants puissants, conduisant parfois à la formation de composés plus toxiques (González-Crisostomo et al., 2021; Yagub et al., 2014). Sa fluorescence intense est également affectée par le pH, ce qui influe sur ses applications dans les domaines biologiques et environnementaux.

En revanche, le Rouge Congo, colorant anionique appartenant à la famille des azoïques, présente une solubilité modérée, typiquement de l'ordre de 25 g/L. Il est relativement stable

en milieu basique, mais sa structure diazoïque peut être sensible à la photolyse et à certains processus d'oxydation avancée. Sa stabilité thermique est également notable, avec un point de fusion élevé ($\approx 360\text{ }^{\circ}\text{C}$), ce qui explique sa résistance dans les rejets industriels (Guiza et al., 2013).

La stabilité physico-chimique de ces colorants dans différents milieux joue un rôle critique dans leur comportement environnemental, leur transport dans les écosystèmes aquatiques et leur interaction avec les adsorbants solides. Une connaissance approfondie de ces paramètres est donc essentielle pour concevoir des procédés de traitement adaptés, notamment l'adsorption sur biochar.

I.3 Applications et utilisations industrielles

Les colorants Rhodamine B et Rouge Congo sont utilisés dans un large éventail d'applications industrielles en raison de leur forte intensité colorante, leur stabilité chimique et leur faible coût de production.

La Rhodamine B, de par sa couleur vive et sa fluorescence élevée, est principalement utilisée comme colorant dans l'industrie textile, mais également comme traceur fluorescent dans les applications biologiques, médicales et environnementales, notamment pour la détection de fuites ou le marquage de cellules vivantes (Yagub et al., 2014). Il est aussi utilisée dans certaines formulations de cosmétiques et d'encres.

Quant au Rouge Congo, colorant azoïque anionique, il est traditionnellement employé dans la teinture des textiles cellulosiques (coton, viscose) en raison de son affinité pour les fibres naturelles. En laboratoire, il sert également de marqueur pH, et dans certaines applications biomédicales, il est utilisé pour la détection de protéines amyloïdes dans les tissus (Guiza et al., 2013). Toutefois, son usage est de plus en plus restreint dans plusieurs pays en raison de ses effets toxiques potentiels.

I.4 Présence et sources des colorants dans l'environnement

Les colorants synthétiques tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo sont largement utilisés dans les industries textiles, cosmétique et papetière. Une partie significative de ces colorants n'est pas fixée sur les matériaux traités et se retrouve rejetée dans les eaux usées.

Ces rejets, principalement industriels mais parfois aussi domestiques, entraînent une contamination persistante des milieux aquatiques, en raison de la stabilité chimique et de la résistance à la biodégradation de ces molécules. Leur présence altère la qualité de l'eau, nuit à

la biodiversité, et peut entraîner des effets toxiques sur la faune aquatique (Berradi M et al., 2019 ; Yagub et al., 2014)

I.4.1 Sources industrielles et domestiques

Les industries textiles représentent la principale source de rejet de la Rhodamine B et du Rouge Congo dans l'environnement. Lors des procédés de teinture, jusqu'à 30 % des colorants appliqués ne sont pas fixés sur les fibres textiles et sont évacués avec les eaux usées. D'autres secteurs industriels, tels que la papeterie, la cosmétique, l'impression et parfois les laboratoires biomédicaux, contribuent également à la dispersion de ces substances (Berradi M et al., 2019 ; Yagub et al., 2014 ; Crini et al., 2019).

Les sources domestiques, bien que secondaires, participent aussi à la contamination. On retrouve ces colorants dans certains produits de consommation tels que les encres, les teintures capillaires, les produits de nettoyage colorés ou les colorants alimentaires (dans le cas de la Rhodamine B, parfois illégalement utilisée). Leur rejet dans les eaux usées domestiques sans traitement préalable favorise leur entrée dans les réseaux d'assainissement urbain, souvent inefficaces à les éliminer complètement (Berradi M et al., 2019 ; Yagub et al., 2014 ; Crini et al., 2019).

I.4.2 Persistance et modes de dispersion

Les colorants synthétiques comme la Rhodamine B (cationique) et le Rouge Congo (anionique) présentent une forte persistance environnementale, ce qui signifie qu'ils résistent aux processus naturels de dégradation, qu'ils soient biologiques, chimiques ou physiques. Cette persistance est principalement attribuée à leur structure moléculaire complexe, riche en cycles aromatiques et en groupements fonctionnels (sulfonates, amino, etc.) qui leur confèrent une grande stabilité thermique, chimique et photolytique.

Une fois rejetés dans le milieu aquatique, ces colorants peuvent suivre plusieurs voies de dispersion :

- Ils peuvent se dissoudre complètement dans l'eau, en particulier la Rhodamine B, hautement soluble, ce qui favorise leur propagation rapide dans les réseaux hydriques.
- Une fraction peut s'adsorber sur les particules en suspension, notamment les argiles ou la matière organique dissoute, et ainsi être transportée sur de longues distances.

- Certains colorants peuvent aussi sédimenter, s'accumulant dans les boues ou les sédiments, où ils peuvent rester actifs pendant plusieurs années sans subir de transformation majeure.
- En fonction du pH, de la température, de la présence de lumière (UV), et de certains agents oxydants, une dégradation partielle peut avoir lieu, mais souvent avec la formation de sous-produits plus toxiques ou plus résistants, comme cela a été observé pour la Rhodamine B en condition oxydante.

La mobilité de ces colorants varie également selon leur charge ionique. Le Rouge Congo, étant anionique, interagit fortement avec les surfaces chargées positivement, comme certains oxydes métalliques, ce qui influence sa fixation dans les sols. En revanche, la Rhodamine B, de charge positive, a une affinité particulière pour les surfaces chargées négativement, telles que les argiles ou les biochars, ce qui conditionne son comportement en milieu naturel.

La dispersion de ces molécules dans l'environnement est donc un phénomène complexe, dépendant de nombreux paramètres physico-chimiques. Cette complexité explique en partie la difficulté de leur élimination par les procédés classiques de traitement des eaux usées, et justifie le développement de technologies avancées comme l'adsorption sur biochar ou charbon actif (González-Crisostomo et al., 2021 ; Yagub et al., 2014 ; Crini et al., 2019)

I.4.3 Devenir et transformation dans l'environnement

Les colorants organiques synthétiques, tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo, possèdent une stabilité structurelle élevée qui influence fortement leur comportement environnemental. Une fois rejetés dans les milieux naturels, leur devenir est régi par un ensemble de processus physico-chimiques et biologiques qui déterminent leur mobilité, leur biodisponibilité, et leur potentiel de transformation ou d'accumulation.

a. Rhodamine B :

La Rhodamine B est un colorant cationique de la famille des xanthènes, connu pour sa fluorescence et sa forte solubilité dans l'eau. En milieu naturel, il peut suivre différents chemins de transformation :

- Photodégradation : en présence de rayons UV et d'agents oxydants (comme le peroxyde d'hydrogène ou l'ozone), la Rhodamine B peut se dégrader, générant des radicaux libres et des produits de dégradation aromatiques, certains étant plus toxiques que la molécule mère.

- Adsorption sur les sédiments : elle peut interagir avec des surfaces chargées négativement (argiles, matière organique, biochar), réduisant temporairement sa mobilité mais augmentant sa persistance dans le compartiment solide.
- Stabilité biologique : la Rhodamine B est résistante aux processus de biodégradation classiques, car les microorganismes aquatiques sont incapables de décomposer efficacement sa structure aromatique compacte. Sa biodégradation nécessite des conditions spécifiques ou des souches bactériennes adaptées.

b. Rouge Congo :

Le Rouge Congo, un colorant azoïque anionique, est tout aussi persistant mais suit un parcours environnemental différent :

- Hydrolyse acide : en milieu fortement acide, il subit une rupture de la liaison azoïque – N=N–, générant des amines aromatiques (ex. benzidine), connues pour leurs propriétés cancérogènes et mutagènes.
- Stabilité alcaline : en milieu basique ou neutre, le colorant est extrêmement stable, ce qui explique sa persistance dans les effluents industriels et les eaux usées.
- Biodégradation lente : certaines souches bactériennes, comme *Pseudomonas* sp. Ou *Bacillus subtilis*, sont capables de dégrader partiellement le Rouge Congo, mais cela nécessite souvent des conditions anaérobies ou l'ajout de co-substrats spécifiques pour activer les enzymes azo-réductases.
- Fixation sur les particules : le Rouge Congo montre une forte affinité pour les surfaces métalliques ou oxydées (oxydes de fer, hydroxydes d'aluminium), ce qui peut conduire à son immobilisation partielle dans les sols et les sédiments.

Globalement, la transformation de ces colorants dans l'environnement est incomplète, lente et souvent accompagnée de sous-produits toxiques, rendant leur élimination naturelle très limitée. C'est pourquoi des procédés de traitement avancés comme l'adsorption sur biochar, la photocatalyse, ou les procédés d'oxydation avancée (AOPs) sont de plus en plus étudiés pour leur élimination efficace (Saratale et al., 2011 ; Yagub et al., 2014 ; Crini et al., 2019 ; Banat et al., 1996).

I.4.4 Effets sur les écosystèmes aquatiques

Les colorants synthétiques tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo représentent une menace sérieuse pour les écosystèmes aquatiques lorsqu'ils sont déversés dans l'environnement sans traitement adéquat (Tableau 3). Leur présence dans les plans d'eau

perturbe tout d’abord la pénétration de la lumière, altérant ainsi le processus de photosynthèse chez les organismes autotrophes comme les algues et les plantes aquatiques. Cette diminution de la productivité primaire peut déséquilibrer la chaîne trophique dans son ensemble (Chavan, 2013).

De plus, ces colorants peuvent interférer directement avec la physiologie des organismes aquatiques. Par exemple, la Rhodamine B est connue pour ses effets toxiques sur certaines espèces de poissons et de crustacés, provoquant des altérations au niveau des branchies, du foie ou encore du système reproducteur. Le Rouge Congo, quant à lui, possède des groupes fonctionnels sulfonates qui peuvent se lier aux protéines cellulaires, engendrant des effets cytotoxiques et génotoxiques chez les invertébrés et les microorganismes (Priya et al., 2024 ; Hernández-Zamora & Martínez-Jerónimo, 2019).

La persistance de ces composés dans les milieux aquatiques — liée à leur faible biodégradabilité — favorise leur bioaccumulation dans les tissus des organismes, ce qui augmente leur concentration le long de la chaîne alimentaire. Cela peut entraîner, à long terme, des phénomènes de bioamplification et des répercussions écotoxicologiques graves. Ainsi, la présence de ces colorants ne nuit pas seulement à la biodiversité mais compromet également la qualité de l’eau, les fonctions écologiques des milieux aquatiques, et la sécurité des usages humains (Al-Kdasi et al., 2004 ; Divya et al., 2025).

Tableau 3 : Effets écotoxicologiques de la Rhodamine B et du Rouge Congo sur les écosystèmes aquatiques (Al-Kdasi et al., 2004 ; Divya et al., 2025; Priya et al., 2024).

Colorant	Impact sur la photosynthèse	Toxicité pour les organismes aquatiques	Bioaccumulation	Biodégradabilité
Rhodamine B	Réduction significative de la pénétration lumineuse	Toxicité hépatique et branchiale chez les poissons et crustacés	Bioaccumulation modérée à élevée	Faible ; stable en milieu neutre
Rouge Congo	Obstruction de la lumière utile aux algues	Effets cytotoxiques et génotoxiques chez les invertébrés et bactéries	Tendance à s'accumuler dans les tissus	Très persistant ; faible dégradation biologique

I.4.5 Présence dans les eaux usées et méthodes de détection

Les colorants synthétiques tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo sont fréquemment détectés dans les eaux usées industrielles et domestiques, en raison de leur large utilisation dans les procédés de teinture, la fabrication de produits cosmétiques, pharmaceutiques et les encres d'impression. Ces substances sont souvent rejetées dans les milieux aquatiques sans traitement adéquat, ce qui entraîne leur accumulation persistante dans les stations d'épuration, où leur élimination est difficile en raison de leur faible biodégradabilité.

Les concentrations de ces colorants peuvent varier, atteignant parfois des niveaux élevés (plusieurs centaines de mg/L) dans les effluents d'origine industrielle. Même à faibles concentrations, leur impact environnemental reste significatif, en raison de leur toxicité potentielle et de leur capacité à interagir avec d'autres polluants présents dans l'eau.

Pour leur détection, plusieurs techniques analytiques sont utilisées. La spectrophotométrie UV-Visible constitue l'une des méthodes les plus répandues, permettant l'analyse rapide des colorants en solution aqueuse selon leur longueur d'onde caractéristique (554 nm pour la Rhodamine B et 498 nm pour le Rouge Congo). Toutefois, cette méthode reste peu sélective en présence de mélanges complexes. Des techniques plus spécifiques comme la chromatographie liquide à haute performance (HPLC) sont également utilisées pour une analyse fine, notamment dans la surveillance environnementale et les études de dégradation. La fluorimétrie, grâce à la fluorescence naturelle de la Rhodamine B, permet une détection à des concentrations très faibles, ce qui en fait une méthode privilégiée dans les études de traçage hydrologique. Enfin, des techniques électrochimiques innovantes sont en cours de développement pour offrir des solutions sensibles et portables, adaptées à une surveillance en temps réel sur le terrain. (González-Crisostomo et al., 2021; Yagub et al., 2014 ; Crini et al., 2019).

I.5 Impact sur la santé humaine

L'exposition humaine aux colorants synthétiques comme la Rhodamine B et le Rouge Congo suscite une préoccupation croissante en raison de leurs effets potentiels toxiques, mutagènes et cancérigènes. Bien que ces composés soient principalement utilisés dans l'industrie, leur présence résiduelle dans l'eau potable, les produits alimentaires (par fraude), les cosmétiques, et même dans l'air (poussières d'usines) constitue une voie directe d'exposition chez l'homme.

a. Rhodamine B :

La Rhodamine B est un colorant cationique de la famille des xanthènes, interdit dans plusieurs pays en tant qu'additif alimentaire en raison de ses effets toxiques avérés :

- Toxicité aiguë et chronique : elle peut causer une irritation de la peau, des muqueuses respiratoires et des yeux lors d'un contact direct ou d'une inhalation prolongée.
- Effets génotoxiques : des études in vitro ont démontré son potentiel mutagène en endommageant l'ADN cellulaire, notamment au niveau des cellules hépatiques.
- Cancérogénicité possible : bien que non classée comme cancérigène par le CIRC, plusieurs publications indiquent que la Rhodamine B pourrait favoriser le développement tumoral chez les rongeurs après exposition orale prolongée.
- Effets neurologiques : des troubles du système nerveux central ont été rapportés en cas d'exposition à forte dose.

b. Rouge Congo :

Le Rouge Congo, colorant azoïque anionique, est également associé à plusieurs effets néfastes sur la santé humaine, en particulier via ses produits de dégradation :

- Génération d'amines aromatiques : en milieu acide (comme dans l'estomac), le Rouge Congo peut se dégrader en amines aromatiques secondaires, dont certaines (ex. : benzidine) sont cancérogènes connues.
 - Effets allergènes et dermatologiques : des réactions cutanées et des irritations ont été observées chez les travailleurs exposés lors de la manipulation directe du colorant.
 - Hépatotoxicité et néphrotoxicité : chez l'animal, des études ont montré des altérations hépatiques et rénales après exposition prolongée au Rouge Congo ou à ses dérivés.
 - Effets sur la reproduction : certains travaux suggèrent une diminution de la fertilité liée à une exposition chronique à des faibles doses, bien que cela reste à confirmer chez l'humain.
- Voies d'exposition courantes :
 - Ingestion accidentelle ou frauduleuse (eaux contaminées, aliments colorés illégalement).
 - Inhalation de vapeurs ou de poussières dans les industries textiles.
 - Absorption cutanée via cosmétiques ou manipulation industrielle.

Compte tenu de ces risques, de nombreux pays ont interdit ou strictement réglementé l'utilisation de ces deux colorants dans les produits à usage humain, surtout dans les

aliments et les cosmétiques. Toutefois, dans les pays en développement, leur usage illégal ou non contrôlé demeure un problème de santé publique. (Chavan, 2013 ; Chung., 2000 ; Saratale et al., 2011)

I.6 Conséquences environnementales et bioaccumulation

Les colorants organiques tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo représentent une menace environnementale sérieuse, en raison de leur persistance, leur réactivité faible aux procédés naturels de dégradation, et leur potentiel de bioaccumulation dans les compartiments vivants et abiotiques. Leur rejet dans l'environnement, même à faible concentration, peut entraîner une cascade d'effets écologiques délétères sur le court, moyen et long terme.

- Altération de l'équilibre écologique des milieux aquatiques :
 - La coloration intense des effluents contenant ces colorants diminue considérablement la pénétration de la lumière solaire dans la colonne d'eau. Cela réduit l'activité photosynthétique des algues et des macrophytes, entraînant une diminution de l'oxygène dissous et un dérèglement du cycle primaire de production.
 - En perturbant les populations de producteurs primaires, les colorants altèrent la structure des chaînes alimentaires aquatiques. Certaines espèces phytoplanctoniques sensibles peuvent disparaître, cédant la place à des espèces opportunistes, ce qui déséquilibre les communautés zooplanctoniques et piscicoles.
- Bioaccumulation dans les organismes aquatiques :
 - Les études ont démontré que la Rhodamine B, par sa structure aromatique plane et sa charge positive, interagit fortement avec les protéines plasmatiques et les membranes cellulaires, facilitant sa pénétration intracellulaire et sa rétention dans les tissus comme le foie, les reins et les branchies.
 - Le Rouge Congo, bien qu'ayant une charge anionique, peut également s'accumuler dans les organismes filtreurs (ex. : bivalves), via une adsorption sur les mucopolysaccharides présents dans le mucus ou les tissus intestinaux. Une fois accumulés, ces colorants peuvent altérer les fonctions métaboliques de l'organisme hôte, notamment les activités enzymatiques hépatiques et la respiration cellulaire.
- Biomagnification le long des chaînes trophiques :
 - Une fois bioaccumulés, ces composés peuvent être transférés aux prédateurs via l'alimentation. Chez les poissons, les amphibiens, et les oiseaux piscivores, la biomagnification a été observée, surtout dans les environnements confinés (zones humides, lacs).

- Cette accumulation croissante au sein des chaînes trophiques augmente les risques d'effets sublétaux chroniques, même à faibles doses, tels que des altérations hormonales, une immunosuppression, ou une réduction de la fertilité.
- Production de métabolites secondaires plus toxiques :
 - Lorsqu'ils sont soumis à des transformations abiotiques (photolyse, oxydation) ou biotiques (dégradation microbienne partielle), les colorants peuvent générer des sous-produits intermédiaires comme les amines aromatiques, souvent plus stables, plus réactifs et plus toxiques que la molécule mère.
 - Ces dérivés ne sont pas toujours détectés par les méthodes classiques de surveillance, ce qui masque leur impact réel sur les écosystèmes.
- Effets sur les cycles biogéochimiques :
 - La présence prolongée de ces colorants dans les sédiments et les sols peut inhiber l'activité enzymatique microbienne, ce qui perturbe les cycles naturels du carbone, de l'azote et du phosphore.
 - Des études ont montré que le Rouge Congo peut inhiber la nitrification, limitant la conversion de l'ammoniac en nitrates, ce qui affecte la qualité de l'eau à long terme. (Saratale et al., 2011 ; González-Crisostomo et al., 2021 ; Crini et al., 2019 ; Banat et al., 1996 ; Berradi M et al., 2019)

I.7 Réglementation et recommandations actuelles

Face aux effets toxiques avérés des colorants synthétiques tels que la Rhodamine B et le Rouge Congo, de nombreuses instances nationales et internationales ont mis en place des cadres réglementaires stricts ([Tableau 4](#)) pour limiter leur production, leur utilisation et surtout leur rejet dans l'environnement. Ces mesures visent à protéger la santé publique ainsi que la qualité des ressources en eau.

- En Europe, le Rhodamine B est interdite comme additif alimentaire ou colorant cosmétique par la réglementation CE n° 1223/2009. Il est classé comme substance suspectée d'être cancérogène.
- Le Rouge Congo est également interdit dans la majorité des produits alimentaires ou pharmaceutiques, en raison de la formation d'amines aromatiques cancérogènes lors de sa dégradation en milieu acide. (WHO 2022 ; European Parliament 2000 ; U.S. Environmental Protection Agency 2020 ; JORADP 2006)

Tableau 4 : Normes internationales de rejet dans l'environnement

Organisme / Région	Polluant	Limite maximale recommandée dans l'eau	Référence réglementaire
OMS	Rhodamine B	Non spécifiée précisément, mais fortement déconseillée	WHO, 2022
UE (Directive 2000/60/CE)	Substances dangereuses prioritaires	Doivent être éliminées ou fortement réduites dans les eaux usées	EP, 2000
US Environmental Protection Agency	Colorants synthétiques	Évaluation au cas par cas selon toxicité	USEPA, 2020
Algérie	Colorants organiques	Pas de valeurs spécifiques pour RB ou RC, mais contrôle général des rejets industriels	JORA, 2006

I.8 Recommandations environnementales (WHO, 2022 ; USEPA, 2020):

- Encouragement à l'utilisation de colorants naturels ou biodégradables dans l'industrie textile et cosmétique.
- Traitement préalable des effluents industriels, notamment par adsorption, oxydation avancée, ou procédés biologiques renforcés, avant leur rejet dans le réseau d'assainissement.
- Surveillance renforcée dans les zones industrielles par des capteurs en ligne et des stations d'alerte précoce pour prévenir la contamination des eaux.

I.9 Conclusion

L'étude approfondie des deux colorants organiques qui sont la Rhodamine B et le Rouge Congo a permis de mettre en évidence leur complexité chimique, leur forte persistance environnementale ainsi que leur impact toxique avéré sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine. Leur utilisation intensive dans diverses industries et leur présence fréquente dans les eaux usées, combinées à leur résistance aux traitements classiques, justifient l'intérêt scientifique et environnemental croissant pour le développement de nouvelles stratégies de traitement, notamment l'adsorption sur des matériaux innovants et durables.

Sur le plan physico-chimique, ces deux composés présentent des structures distinctes (cationique pour la Rhodamine B, anionique pour le Rouge Congo), qui influencent à la fois leur comportement dans l'eau, leur stabilité, leur toxicité, mais également les méthodes de détection et de traitement adaptées. Les données scientifiques et réglementaires consultées confirment que ces colorants sont souvent interdits ou strictement encadrés, notamment en raison de leur potentiel cancérogène ou mutagène, et de leur bioaccumulation possible le long de la chaîne trophique.

Dans cette perspective, la mise en œuvre de solutions écologiques et performantes comme l'utilisation du biochar issu de résidus agricoles représente une piste prometteuse. Ce matériau, à la fois économique et renouvelable, offre des propriétés adsorbantes intéressantes, notamment pour l'élimination ciblée de ces polluants complexes. C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente étude, qui explorera dans le chapitre suivant les fondements théoriques de l'adsorption, les modèles cinétiques et isothermes, ainsi qu'un état de l'art sur l'adsorption de la Rhodamine B et du Rouge Congo à l'aide de matériaux similaires

CHAPITRE

*Théorie de
l'adsorption*



II.1. Introduction

Ce chapitre a pour objectif de présenter les fondements théoriques du phénomène d'adsorption, en détaillant les mécanismes d'interaction, les types d'adsorption (physisorption et chimisorption), les modèles cinétiques (pseudo-premier ordre, pseudo-second ordre, diffusion intra-particulaire), ainsi que les modèles d'isothermes (Langmuir, Freundlich). Par ailleurs, une revue bibliographique sera présentée afin de mettre en lumière les travaux récents portant sur l'adsorption de deux colorants spécifiques à notre étude : la Rhodamine B (cationique) et le Rouge Congo (anionique), en lien avec différents matériaux, y compris des biochars issus de résidus agricoles.

II.2. Généralités sur l'adsorption

II.2.1. Description du phénomène d'adsorption

Le terme "adsorption" a été introduit en 1881 par le physicien allemand Heinrich Kayser (Kayser, 1881 ; Deliere, 2015). L'adsorption est un phénomène physico-chimique de surface qui consiste en l'accumulation d'atomes, d'ions ou de molécules (appelés adsorbats) à la surface d'un solide (appelé adsorbant), depuis une phase liquide, gazeuse ou même solide (McNaught & Wilkinson, 1997 ; Degrément, 2005). Ce processus repose sur des interactions spécifiques entre la surface active du solide et les substances à éliminer, notamment par des liaisons de Van der Waals, dipolaires, hydrogène, ou encore chimiques (Rouquerol, 2014).

En général, l'adsorption est un phénomène exothermique pouvant s'accompagner d'un dégagement de chaleur, ce qui influence l'efficacité du processus (Kismir et al., 2011). À l'inverse, le processus de désorption peut survenir lorsque la température augmente ou la pression diminue, libérant ainsi les molécules précédemment fixées à la surface du solide.

En laboratoire, la technique de "batch" est couramment utilisée pour caractériser l'adsorption en phase liquide : elle consiste à mélanger une masse précise d'adsorbant avec une solution contenant l'adsorbat, puis à mesurer la différence de concentration avant et après l'équilibre (Robert, 1989). Cette méthode permet d'estimer la capacité d'adsorption, bien que d'autres phénomènes comme la précipitation de surface ou la complexation puissent également être impliqués.

II.2.2. Types de l'adsorption

On distingue généralement deux grands types d'adsorption selon la nature des interactions mises en jeu entre l'adsorbant et l'adsorbat :

II.2.2.1. Adsorption physique (ou physisorption)

La physisorption est un processus basé sur des interactions faibles de type Van der Waals, forces dipolaires, liaisons hydrogène ou électrostatiques (Senesi et al., 1989 ; Calvet et al., 2003). Elle se produit à basse température et permet l'accumulation des molécules sur plusieurs couches (multicouches). Ce phénomène est généralement rapide, réversible, et non spécifique, ce qui facilite la désorption. Les chaleurs d'adsorption pour la physisorption sont relativement faibles, inférieures à 20 kcal/mol, traduisant une faible énergie de liaison (Desjardins, 1997 ; El Azzouzi, 1999) . Cette propriété rend la physisorption particulièrement intéressante pour des processus nécessitant un recyclage de l'adsorbant.

II.2.2.2. Adsorption chimique (ou chimisorption)

À l'inverse, la chimisorption implique la formation de liaisons chimiques covalentes, ioniques ou métalliques entre l'adsorbant et l'adsorbat. Elle est généralement spécifique, irréversible et se limite à une monocouche (Creangă, 2007 ; Calvet et al., 2003). Ce type d'adsorption nécessite souvent une activation énergétique initiale et génère des énergies d'adsorption élevées, comprises entre 20 et 200 kcal/mol (Ferro-Garcia et al., 1998). La chimisorption est également exothermique, mais les températures élevées peuvent réduire l'efficacité du processus à cause de l'échauffement de l'adsorbant et de la désactivation partielle des sites actifs (Tisserand, 2007 ; Koller, 2005).

Un tableau comparatif des deux types d'adsorption (Tableau 5) est souvent utilisé pour distinguer leurs caractéristiques fondamentales (Elabed, 2007).

Tableau 5 : Les différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique (Elabed, 2007)

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Energie d'adsorption	5 à 10 Kcal/mol	20 à 100 Kcal/mol
Température de processus	Inférieure à la température d'ébullition de l'adsorbat	Elevée
Nature de liaison	Physique (Van der Waals)	Chimique
La désorption	Plus ou moins parfaite	Difficile
La cinétique	Très rapide	Lente

II.2.3. Étapes de l'adsorption

Le processus d'adsorption implique une série d'étapes successives qui assurent le transfert des molécules d'adsorbat depuis la phase liquide jusqu'aux sites actifs présents à la surface ou à l'intérieur des pores de l'adsorbant (Weber et Smith, 1987 ; (Greanga, 2004 ; Cardot, 2002). Ces étapes, bien que théoriques, permettent de mieux comprendre les limitations cinétiques possibles dans les systèmes d'adsorption.

Les principales étapes du mécanisme d'adsorption sont (Figure 1) :

1. Diffusion externe (ou transfert de masse externe)

Cette première étape concerne le transfert du soluté depuis le milieu liquide en vrac vers la surface externe de la particule d'adsorbant. Elle dépend fortement de l'agitation du système et de l'épaisseur du film liquide entourant l'adsorbant.

2. Diffusion interne (ou diffusion à travers le film liquide)

Le soluté traverse le film stagnant autour de la particule pour atteindre sa surface externe. Cette étape intermédiaire peut parfois être confondue avec la diffusion externe selon les conditions du milieu.

3. Diffusion intraparticulaire (ou diffusion de surface)

Une fois à la surface, la molécule peut diffuser à l'intérieur de la structure poreuse de l'adsorbant jusqu'aux sites actifs internes. Cette étape peut aussi inclure une migration de site en site sur la surface de l'adsorbant.

4. Adsorption sur les sites actifs

Enfin, la molécule de l'adsorbat se fixe chimiquement ou physiquement sur un site actif à la surface interne ou externe de l'adsorbant. Ce processus marque la fin du transfert et peut être suivi ou non d'un équilibre d'adsorption.

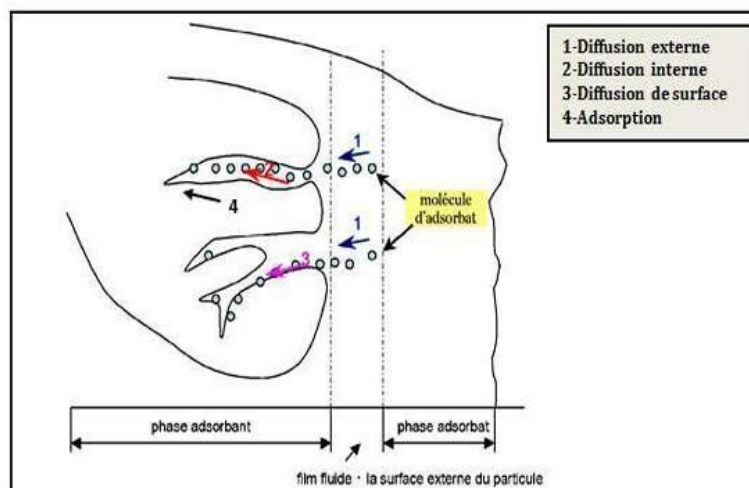


Figure 1 : Schéma du mécanisme de transport de l'adsorbat au sein de l'adsorbant (Greanga, 2004)

La vitesse globale de l'adsorption est souvent contrôlée par les étapes de diffusion, notamment la diffusion intraparticulaire qui devient limitante dans les matériaux microporeux. Selon [Weber et Van Vliet \(1980\)](#), la cinétique est influencée à la fois par la nature du soluté, la surface spécifique de l'adsorbant, la température et la concentration du polluant dans le milieu ([Beaudry, 1984](#)).

II.2.4. Cinétique d'adsorption et modélisation

La cinétique d'adsorption représente l'évolution de la quantité d'adsorbat fixée à la surface de l'adsorbant en fonction du temps. Elle est une composante essentielle pour comprendre le mécanisme de transfert de matière et concevoir des systèmes de traitement performants ([Guignard, 1992](#) ; [Munagapati et al., 2018](#)). L'adsorption est influencée par de nombreux paramètres : la nature et la porosité de l'adsorbant, la structure moléculaire de l'adsorbat, la concentration initiale du soluté, la température, le pH et l'agitation du milieu ([Degremont, 1996](#)).

Dans le cas d'un adsorbant non poreux, l'adsorption se déroule rapidement car les sites actifs sont directement accessibles. En revanche, pour les adsorbants poreux, la cinétique peut devenir plus lente en raison des résistances internes à la diffusion. Dans les matériaux complexes présentant des pores de différentes tailles (micropores, méso pores, macropores), la vitesse d'adsorption dépend de phénomènes combinés : diffusion dans les micropores,

dispersion dans les mésopores, et transfert de masse dans le film liquide externe (Errais, 2011).

Pour modéliser ce phénomène, plusieurs modèles cinétiques ont été développés. Ces modèles permettent non seulement d'estimer le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre, mais aussi d'obtenir des paramètres cinétiques comme la constante de vitesse et la capacité d'adsorption à l'équilibre.

II.2.4.1. Modèle pseudo-premier ordre

Le modèle cinétique du pseudo-premier ordre, introduit par Lagergren (1898), est l'un des modèles les plus couramment utilisés pour décrire la cinétique de l'adsorption en solution aqueuse. Il suppose que la vitesse d'adsorption est proportionnelle à la différence entre la quantité d'adsorbat à l'équilibre et celle adsorbée à un temps donné. Autrement dit, ce modèle envisage que l'adsorption d'une molécule se fait sur un seul site actif, situé à la surface de l'adsorbant.

Ce modèle est généralement approprié dans les cas où le processus est dominé par une diffusion à travers une couche limite externe ou lorsque l'adsorption est principalement physique (physisorption).

La forme non linéaire de l'équation de Lagergren est donnée comme suit :

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

Où :

- q_t : quantité d'adsorbat adsorbée à l'instant t (mg/g),
- q_e : quantité d'adsorbat adsorbée à l'équilibre (mg/g),
- k_1 : constante de vitesse du pseudo-premier ordre (min^{-1}),
- t : temps de contact (min).

Le modèle est simple à appliquer et fournit de bons résultats lorsqu'il est utilisé pour les premières étapes du processus d'adsorption, mais il tend à sous-estimer la capacité d'adsorption à l'équilibre, surtout pour les systèmes complexes et poreux.

II.2.4.2. Modèle pseudo-second ordre

Le modèle cinétique du pseudo-second ordre, proposé par Blanchard et al. (1984), repose sur l'hypothèse que le processus d'adsorption est contrôlé par un mécanisme de chimisorption. Ce dernier implique un partage ou un échange d'électrons entre l'adsorbant et

l'adsorbat, indiquant ainsi l'établissement de liaisons chimiques fortes au niveau des sites actifs.

Ce modèle suppose que l'adsorption d'une molécule d'adsorbat nécessite deux sites actifs sur la surface de l'adsorbant, ce qui le distingue du modèle du pseudo-premier ordre. Il est particulièrement adapté aux systèmes hétérogènes, où la surface de l'adsorbant présente différentes énergies d'interaction.

La forme non linéaire du modèle est donnée par l'équation suivante :

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

Où :

- q_t : quantité d'adsorbat adsorbée à l'instant t (mg/g),
- q_e : quantité d'adsorbat adsorbée à l'équilibre (mg/g),
- k_2 : constante de vitesse du pseudo-premier ordre (min^{-1}),
- t : temps de contact (min).

Ce modèle permet non seulement de prédire le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre, mais aussi de calculer des paramètres cinétiques fiables comme la constante de vitesse k_2 et la capacité d'adsorption maximale q_e . Il donne généralement de meilleurs ajustements aux données expérimentales que le modèle du premier ordre, notamment dans le cas des adsorbants poreux ou des colorants organiques fortement réactifs.

II.2.4.3. Modèle de diffusion intra-particulaire

Le modèle de diffusion intra-particulaire, proposé par [Weber et Morris \(1963\)](#), est utilisé pour explorer si la diffusion à l'intérieur des particules d'adsorbant constitue l'étape limitante du processus global d'adsorption. En effet, lors d'un phénomène d'adsorption, plusieurs étapes peuvent intervenir pour ralentir la vitesse globale :

- Le transfert de masse externe (vers la surface du solide),
- La diffusion intra-particulaire,
- Ou encore l'adsorption sur les sites actifs.
-

Parfois, ces étapes se superposent et agissent simultanément ([Kumar et al., 2010](#)).

Le modèle s'appuie sur la relation mathématique suivante :

$$q_t = k_{\text{int}} t^{1/2} + C_i \quad (3)$$

Où :

- q_t : quantité d'adsorbat adsorbée à l'instant t (mg/g),
- k_{int} : constante de la diffusion intra-particulaire ($\text{mg/g} \cdot \text{min}^{1/2}$),
- C_i : ordonnée à l'origine, représentant l'épaisseur de la couche limite (mg/g).

Lorsque la courbe Q_t en fonction de $t^{1/2}$ est linéaire et passe par l'origine, cela indique que la diffusion intra-particulaire est l'unique étape limitante du processus d'adsorption (Denget Shi, 2015). En revanche, une courbe multilinéaire suggère une combinaison de plusieurs mécanismes : d'abord un transfert externe, suivi d'une diffusion interne, puis une adsorption finale sur les sites actifs.

Ce modèle est donc essentiel pour mieux comprendre les mécanismes cinétiques complexes, en particulier dans le cas des adsorbants microporeux ou hétérogènes.

II.2.5. Facteurs affectant l'adsorption

Le phénomène d'adsorption est influencé par une multitude de facteurs liés aussi bien à la nature de l'adsorbant, à celle de l'adsorbat, qu'aux conditions physico-chimiques du milieu. Comprendre ces paramètres est essentiel pour optimiser les performances des systèmes d'adsorption (Cardot, 1999 ; Crini & Morin, 2002).

1. Nature et concentration de l'adsorbat

La concentration initiale de l'adsorbat joue un rôle déterminant : une augmentation de cette concentration augmente généralement la quantité adsorbée jusqu'à atteindre une saturation des sites (Memento, 1989). Par ailleurs, la solubilité de la molécule influence l'adsorption selon la règle de Lundelius : une substance faiblement soluble dans le solvant est généralement mieux adsorbée.

2. pH de la solution

Le pH affecte l'adsorption en modifiant la spéciation de l'adsorbat, la charge de surface de l'adsorbant, et les interactions électrostatiques entre les deux. L'adsorption est souvent maximale au point isoélectrique, là où les répulsions électrostatiques sont minimales (Kosmulski, 2023).

3. Température

L'adsorption est en général un phénomène exothermique. Une augmentation de la température peut réduire l'efficacité d'adsorption, car elle favorise la désorption des molécules fixées. Cependant, dans certains cas, une température plus élevée peut accélérer la diffusion dans les pores (Foo et al., 2010).

4. Polarité, taille et solubilité des molécules

Les molécules polaires auront tendance à s'adsorber sur des adsorbants polaires. La taille moléculaire influence l'accès aux ports : les grosses molécules peuvent être exclues de micropores très fins (Ghatee et al., 2008).

5. Nature de la surface de l'adsorbant

Les groupements fonctionnels présents sur la surface de l'adsorbant (hydroxyle, carboxyle, amine...) influencent fortement l'interaction avec l'adsorbat. Des interactions ioniques, hydrogène ou covalentes peuvent se former selon la nature chimique des deux partenaires (Cooney, 1999).

6. Surface spécifique

La surface spécifique, exprimée en m^2/g , représente la surface disponible pour l'interaction avec les molécules. Plus cette surface est grande, plus l'adsorbant est performant. On distingue la surface externe (non poreuse) et la surface interne (microporeuse) (Bansal et al., 2005).

7. Porosité et distribution des pores

La porosité détermine la capacité de diffusion de l'adsorbat à l'intérieur de l'adsorbant. Les micropores (rayon $< 2 \text{ nm}$) jouent un rôle clé dans l'adsorption, représentant parfois jusqu'à 95 % de la surface totale des matériaux comme le charbon actif. En revanche, les macropores ($> 50 \text{ nm}$) contribuent peu à l'adsorption directe mais facilitent le transport de masse (Sun & Meunier, 2003 ; Slasli, 2002).

8. Présence d'autres substances ou ions

Dans les milieux complexes, la présence de métaux lourds ou d'autres colorants peut interférer avec l'adsorption en provoquant une compétition sur les sites actifs. Les interactions sélectives dépendent souvent des charges ioniques et de l'affinité structurale avec l'adsorbant (Giles et al., 1974).

II.2.6. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption à l'équilibre jouent un rôle fondamental dans la compréhension des mécanismes d'adsorption entre un adsorbant et un adsorbat. Elles permettent de représenter la relation entre la quantité adsorbée et la concentration résiduelle du soluté en solution à une température constante. Ces modèles sont essentiels pour

dimensionner efficacement les systèmes d'adsorption et optimiser leur performance (Sun et Meunier, 2003).

La capacité d'un matériau à retenir les différents composants d'un mélange est exprimée par la relation suivante (Masel, 1996) :

$$Q = \frac{(C_0 - C_t) \cdot V}{m} \quad (4)$$

Où :

- **Q** : capacité d'adsorption (mg/g),
- **C₀** : concentration initiale de l'adsorbat dans la solution (mg/L),
- **C_t** : concentration de l'adsorbat au temps t (mg/L),
- **V** : volume de la solution (L),
- **m** : masse de l'adsorbant utilisé (g)

Dans la pratique, l'adsorption ne peut croître indéfiniment, car la surface de l'adsorbant finit par atteindre un état de saturation. C'est précisément pour cette raison que les isothermes d'adsorption sont utilisées : elles permettent de modéliser cette évolution vers la saturation et d'estimer des paramètres fondamentaux tels que la capacité maximale d'adsorption et la nature des interactions mises en jeu, qu'elles soient physiques ou chimiques. Parmi les modèles les plus couramment employés, on retrouve notamment l'isotherme de Langmuir, qui repose sur l'hypothèse d'une adsorption en monocouche uniforme, chaque site de la surface fixant une seule molécule sans interaction entre sites voisins, et l'isotherme de Freundlich, de nature empirique, mieux adaptée aux surfaces hétérogènes et aux phénomènes d'adsorption en multicouches (Degrément, 2005 ; Desjardins, 1997).

II.2.6.1. Notation et types d'isothermes d'adsorption

À l'équilibre, les molécules de l'adsorbat qui restent en solution sont en équilibre dynamique avec celles adsorbées à la surface du solide. La représentation graphique de cet équilibre, à température constante, est appelée isotherme d'adsorption. Elle permet de tracer la quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant en fonction de la concentration résiduelle du soluté en solution (Dechow, 1989).

Les isothermes d'adsorption constituent ainsi un outil fondamental pour analyser les performances d'un adsorbant, comprendre les mécanismes d'interaction en jeu, et dimensionner les procédés industriels d'adsorption (Desjardins, 1997 ; Meroufel-Zenasni, 2015). Ces isothermes sont issues des principes thermodynamiques, notamment de la loi d'action de masse et de la conservation de la matière.

Il existe plusieurs types d'isothermes (Figure 2), dont la forme dépend des propriétés du système adsorbant/adsorbat. Selon Do (1998), cinq types classiques (et un sixième moins courant) ont été identifiés :

- **Type I (isotherme de Langmuir)** : caractéristique des matériaux microporeux, elle reflète une adsorption en monocouche sur des sites homogènes.
- **Type II** : concerne les solides poreux, notamment l'adsorption de l'azote ; elle permet de déduire la surface spécifique du solide par la méthode BET, avec adsorption en mono ou multicouches.
- **Type III** : observée par exemple pour l'adsorption de l'eau sur charbon actif, elle est défavorable à basse pression, car la surface du charbon est hydrophobe. L'adsorption n'a lieu qu'à hautes pressions, par condensation capillaire dans les mésopores.
- **Type IV et V** : décrivent le comportement des matériaux mésoporeux, présentant des phénomènes de condensation capillaire de l'adsorbat.
- **Type VI** : plus rare, représente une adsorption en couches multiples successives, typique de certains systèmes à basses températures, comme le butanol sur le silicate d'aluminium (Keller et Staudt, 2005).

Chaque type d'isotherme traduit une configuration spécifique des interactions adsorbant/adsorbat ainsi qu'une structure poreuse particulière du matériau.

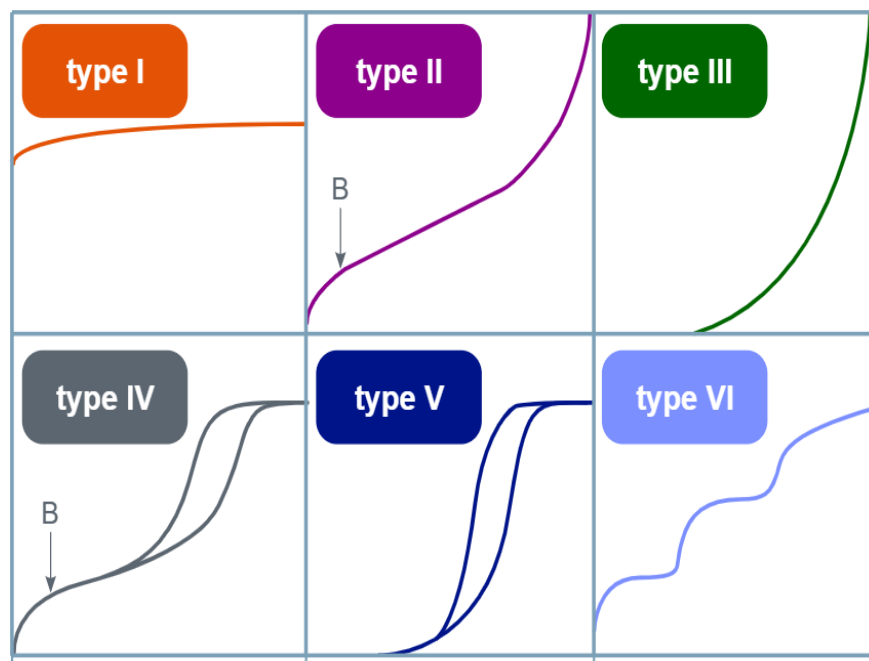


Figure 2 : Différentes formes des isothermes d'adsorption
(Do, 1998 ; Keller et Staudt, 2005)

II.2.6.2. Modèles des isothermes d'adsorption

Afin d'expliquer l'équilibre observé entre une phase liquide contenant un soluté et une phase solide adsorbante, plusieurs modèles mathématiques ont été proposés. Ces isothermes d'adsorption visent à décrire le comportement du système adsorbant/adsorbat à l'équilibre, et à estimer des paramètres cruciaux comme la capacité maximale d'adsorption ou la force des interactions moléculaires.

Parmi ces modèles, les plus utilisés dans la littérature sont ceux de Langmuir et Freundlich, qui seront détaillés ci-après.

II.2.6.2.1. Isotherme de Langmuir

L'isotherme de Langmuir, développée en 1916, repose sur un ensemble d'hypothèses théoriques rigoureuses ([Weber et al., 1991](#)) :

- L'adsorption se déroule sur une surface homogène, avec des sites d'adsorption énergétiquement équivalents ;
- L'adsorption est en monocouche, chaque site pouvant accueillir une seule molécule ;
- Il n'y a aucune interaction latérale entre les molécules adsorbées ;
- La réaction est réversible, avec équilibre entre adsorption et désorption.

La forme non linéaire de l'équation de Langmuir s'exprime ainsi

$$q_e = \frac{Q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (5)$$

Où :

- q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g),
- C_e : concentration résiduelle à l'équilibre (mg/L),
- Q_{\max} : capacité maximale d'adsorption (mg/g),
- K_L : constante de Langmuir (L/mg), reflétant l'affinité entre adsorbant et adsorbat.

Ce modèle est utile pour déterminer la capacité de saturation d'un adsorbant. Graphiquement, il est caractérisé par un plateau, traduisant l'atteinte d'un état où aucun site actif n'est plus disponible ([Allen et al., 2004](#)). Toutefois, il ne tient pas compte des interactions complexes sur des surfaces hétérogènes.

La favorabilité de l'adsorption est évaluée par le facteur R_L de Hall ([Vunain et al., 2017](#)) :

$$R_L = \frac{1}{1 + C_0 K_L} \quad (6)$$

Où : C_0 est la concentration initiale (mg/L) et K_L (L/mg) est la constante de Langmuir.

- $0 < R_L < 1$: adsorption favorable
- $R_L = 1$: adsorption linéaire
- $R_L > 1$: adsorption défavorable
- $R_L = 0$: adsorption irréversible

II.2.6.2.2. Isotherme de Freundlich

L'isotherme de Freundlich, introduite en 1906, est un modèle empirique adapté aux surfaces hétérogènes et aux adsorptions multicouches, ce qui la rend complémentaire du modèle de Langmuir (Freundlich, 1906 ; Yang, 1998). Contrairement à Langmuir, elle n'assume ni saturation, ni monocouche.

Sa forme non linéaire s'écrit :

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (7)$$

Où :

- q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g),
- C_e : concentration de l'adsorbat en solution à l'équilibre (mg/L),
- K_F : constante de Freundlich liée à la capacité d'adsorption,
- $1/n$: facteur d'hétérogénéité de la surface (sans dimension).

L'isotherme de Freundlich ne présente pas de plateau : elle traduit une adsorption continue, sans limite apparente. Une valeur de $1/n$ comprise entre 0 et 1 indique une adsorption favorable ; plus elle est proche de zéro, plus la surface est hétérogène (Daifullah et al., 2004 ; Yadav et al., 2015).

En général :

- Si $0.1 < n < 0.5$: adsorption très favorable,
- Si $0.5 < n < 1$: adsorption modérée,
- Si $n > 1$: adsorption peu favorable (Hamdaoui & Naffrechoux, 2007).

II.2.7. Analyse de la fonction d'erreur

Afin de valider la qualité d'ajustement d'un modèle isotherme ou cinétique aux données expérimentales, il est indispensable de recourir à une analyse de la fonction d'erreur. Cette analyse repose sur des outils statistiques qui mesurent l'écart entre les valeurs expérimentales observées et celles prédites théoriquement par les modèles mathématiques utilisés.

Parmi les fonctions d'erreur les plus répandues dans la littérature, on retrouve :

- **Le coefficient de détermination (R^2)** : Il permet de quantifier la proportion de la variance des données expérimentales expliquée par le modèle. Sa valeur varie entre 0 (ajustement nul) et 1 (ajustement parfait). Plus R^2 est proche de 1, meilleur est l'ajustement du modèle (Kumar & Sivanesan, 2006).

$$R^2 = \frac{\sum (q_{e,exp} - q_{e,calc})^2}{\sum (q_{e,exp} - q_{e,mean})^2} \quad (8)$$

Où :

- $q_{e,exp}$: quantité expérimentale adsorbée à l'équilibre (mg/g),
 - $q_{e,calc}$: quantité calculée par le modèle,
 - $q_{e,mean}$: moyenne des valeurs expérimentales.
- **Le test du Chi carré (χ^2)** : Il s'agit d'un test statistique permettant de mesurer l'écart relatif entre les valeurs expérimentales et théoriques, en tenant compte de la valeur calculée du modèle. Une faible valeur de χ^2 indique une bonne concordance.

$$\chi^2 = \sum \frac{(q_{e,exp} - q_{e,calc})^2}{q_{e,calc}} \quad (9)$$

Plus la valeur de χ^2 est proche de zéro, meilleur est l'ajustement.

II.3 Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de la Rhodamine B et du Rouge Congo

L'adsorption des colorants organiques tels que la Rhodamine B (RhB) et le Rouge Congo (RC) est une méthode très efficace de traitement des eaux usées, en particulier lorsqu'on utilise des adsorbants durables comme les biochars issus de résidus agricoles. Ces adsorbants à base de biomasse offrent une surface spécifique élevée, une porosité accrue, une faible toxicité et un coût réduit.

Le biochar dérivé des résidus agricoles est reconnu pour ses propriétés physico-chimiques favorables à l'adsorption de polluants, notamment les colorants organiques comme la Rhodamine B et le Rouge Congo. Ce matériau présente généralement une porosité bien développée, une surface spécifique élevée, ainsi qu'une teneur significative en groupes fonctionnels oxygénés (hydroxyles, carboxyles, carbonyles), ce qui favorise les interactions chimiques et physiques avec les molécules de colorant (Guo et al., 2021).

La température de pyrolyse joue un rôle déterminant dans les propriétés finales du biochar. Par exemple, un biochar de tomate préparée à 500 °C ou plus démontre une meilleure stabilité structurelle, une teneur en carbone accrue et une plus grande capacité d'adsorption que ceux pyrolysés à des températures plus basses (Mokrzycki et al., 2021). En effet, à des températures élevées, les structures aromatiques deviennent plus dominantes, ce qui augmente les interactions π - π avec les molécules aromatiques comme la Rhodamine B.

Par ailleurs, certaines recherches indiquent que le biochar à base de résidus de tomate peut adsorber efficacement des ions métalliques tels que le chrome (III), ce qui suggère une affinité potentielle avec les colorants cationiques comme la Rhodamine B (Mokrzycki et al., 2021). Cette capacité d'interaction ionique est soutenue par la présence de groupements fonctionnels ionisables sur la surface du biochar.

Les études ci-dessous (Tableau 6 et Tableau 7) montrent comment différents types de biochars ont été utilisés pour maximiser la capacité d'adsorption de ces deux colorants toxiques.

Tableau 6 : Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de Rhodamine B

Type d'adsorbant	Statut	Quantité (g/L)	Concentration (mg/L)	Rendement (%)	Référence
Graines de <i>Calophyllum inophyllum</i>	Biochar	1.2	200	95.5	Behera et al. 2024
Noyaux d'olive	Biochar	4.0	10	97.79	Chebbi et al. 2024
Coquille d'œuf	Biochar	4.0	25	92	Zena et al., 2025
Maïs tige	Activé	2.5	10	89.6	Mousavi et al., 2023
Raphia hookerie fruit epicarp	Biochar	2.0	100	88.88	Inyinbor et al., 2016
Sucre blanc	Activé	0.8	50	98.28	Xiao et al., 2020
Coquille de palmier	Activé	10	62.6	95	Mohammadi et al., 2010

Tableau 7 : Résultats des travaux antérieurs sur l'adsorption de Rouge Congo

Type d'adsorbant	Statut	Quantité	Concentration	Rendement	Référence
Zeste d'orange	Biochar	1.2 g/L	100 mg/L	85.7%	Hua et al., 2023
Zeste d'orange	Activé	1.2 g/L	50 mg/L	99.75%	Hua et al., 2023
Coquille de noix de pécan	Biochar	1.0 g/L	150 mg/L	86.9%	Xu et al., 2024
Nano composite à base de pelure d'oignon	Biochar	1.2 g/L	30 mg/L	96%	Prajapati & Mondal, 2022
Copeaux de cuir	Activé	0.4 g/L	200 mg/L	96%	Huang et al., 2018
Zeste d'orange	Activé	3.0 g/L	500 mg/L	93%	Yek et al., 2020
Leonardite carbonisée	Biochar	1.25 g/L	100 mg/L	90%	Ausavasukhi et al., 2016
Déchets de café	Activé	0.4 g/L	50 mg/L	96.8%	Lafi et al., 2018

II.4. Conclusion

Dans ce chapitre, on a établi une synthèse complète sur les fondements théoriques de l'adsorption, un procédé clé dans le traitement des effluents aqueux contaminés par des colorants organiques. L'accent a été mis sur les mécanismes fondamentaux de l'adsorption, en distinguant notamment l'adsorption physique et chimique, ainsi que les étapes successives intervenant dans ce phénomène.

On a détaillé les principaux modèles cinétiques tels que le pseudo-premier ordre, le pseudo-second ordre et la diffusion intra-particulaire, qui permettent d'analyser la dynamique de fixation des molécules de colorants sur les surfaces solides. En parallèle, les modèles d'isothermes de Langmuir et de Freundlich ont été présentés afin d'évaluer la capacité d'adsorption à l'équilibre des matériaux étudiés. Une attention particulière a été portée sur l'utilisation d'adsorbants issus de biomasses, notamment le biochar obtenu à partir de résidus agricoles, comme solution durable et économique face aux charbons activés classiques. Ce matériau a démontré, à travers les travaux antérieurs, un fort potentiel d'adsorption de colorants tels que la Rhodamine B (cationique) et le Rouge Congo (anionique), ce qui rejoint directement notre problématique de recherche.

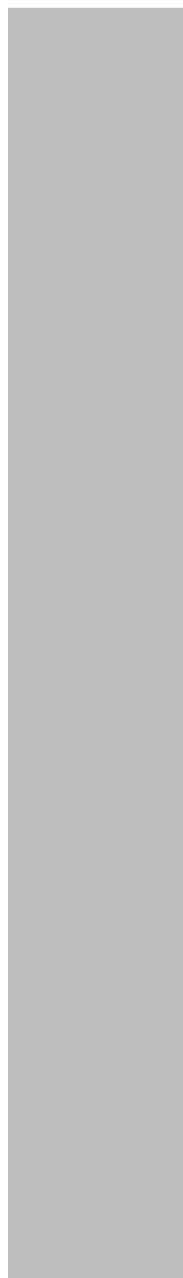
Ce socle théorique constitue une base solide pour l'interprétation des résultats expérimentaux que nous allons aborder dans les chapitres suivants.

Expérimentations et analyse



CHAPITRE

*Méthodologie
expérimentale*



I.1 Introduction

Au cours de ce chapitre, nous présenterons la procédure expérimentale suivie lors de la réalisation des essais concernant cette étude. Une description sera présentée pour la méthode de préparation de la solution synthétique du Rhodamine et du rouge Congo ainsi que le mode de préparation et de caractérisation des biochars à base des branches des plantes de tomates utilisé pour les essais d'adsorption. Une description sera faite également pour la méthode de mesure de chaque colorant et pour la mode de réalisation des essais d'adsorption.

I.2 Préparation et caractérisation du biochar

Une quantité des branches de plantes de tomates ont été prise après la saison de récolte au niveau d'une serre dans la région de Drou (Biskra) (Figure 3). Au niveau du laboratoire Ces branches ont été lavées jusqu'à obtention d'une eau claire avec l'eau de robinet puis l'eau distillée, puis séché à l'étuve. Après broyage et tamisage, le matériau a été divisé en trois portions. La première portion a été mise à pyrolyse dans le four à moufle à 500 °C, la deuxième à 700 °C et la troisième à 900 °C avec un pas de 10 °C. Après pyrolyse chaque échantillon a été lavé dans une solution de HCl 0.1 N afin d'éliminer les impuretés après calcination, puis soumis à un séchage à 105 °C pendant 24 h. Après broyage les matériaux obtenus ont été nommés Biochar de branches de plantes de Tomates à 500°C (BT-500 °), à 700 °C (BT-700 °), et à 900 °C (BT-900°) (Figure 3).

Vue le manque des moyens de caractérisation au niveau de l'université Mohamed Khider, on a eu la possibilité seulement de réaliser la mesure de la surface spécifique du BT-900° au niveau du centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-chimiques (CRAPC) de Laghouat, par utilisation de l'appareil ASAP 2020 Plus Version 2.00. On également pu obtenir le spectre Infrarouge au niveau du centre CRAPC de Biskra.

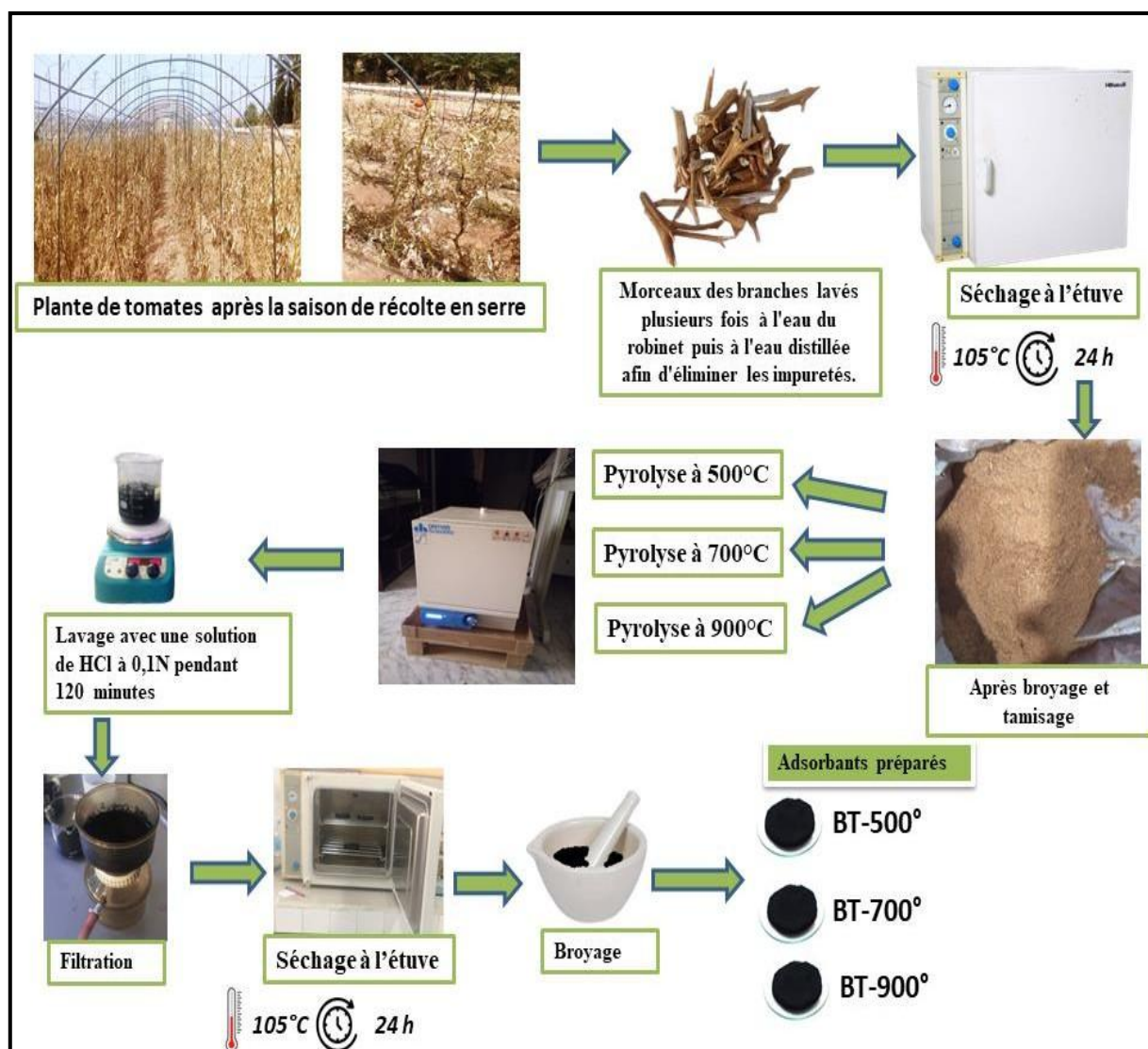


Figure 3 : Schéma explicatif des étapes de préparation des biochars BT-500°; BT-700°, et BT-900°

I.3 Préparation des solutions mères des colorants

De l'eau distillée a été utilisée pour la préparation des solutions synthétiques. Dessolutions mères de 100 mg/L de Rhodamine-B et du Rouge Congo, respectivement ont été préparées en utilisant des réactifs de qualité analytique (Figure 4), à savoir le colorant cationique Rhodamine B ($\text{C}_{26}\text{H}_{31}\text{ClN}_2\text{O}_3$) (BIOCHEM) ; et le colorant anionique Rouge Congo ($\text{C}_{32}\text{H}_{22}\text{N}_6\text{Na}_2\text{O}_6\text{S}_2$) (SIGMA). Ces solutions ont été utilisées pour préparer les dilutions nécessaires.



Figure 4 : Rhodamine –B et Rouge Congo utilisés pour préparer les solutions mères de chaque colorant.

I.4 Dosage du colorant dans les échantillons d'eau

Afin de mesurer la teneur du Rhodamine B ou du Rouge Congo dans un échantillon on a préparé à partir d'une solution mère à 100 mg/L de chaque colorant une série de solutions étalons (0 à 12 mg/L) en eau distillée. Pour chaque solution on lit l'absorbance sur le spectrophotomètre UV (Optizen 2120 UV) (Figure 5) à une longueur d'onde de 554 nm pour le Rhodamine B (Jabar et al., 2020) et de 500 nm pour le Rouge Congo (Allé et al., 2020) . Dans le Tableau 8 et sur la Figure 6 on a représenté un exemple des données et de la courbe d'étalonnage de chaque colorant, qu'on doit refaire avant chaque série de mesure.

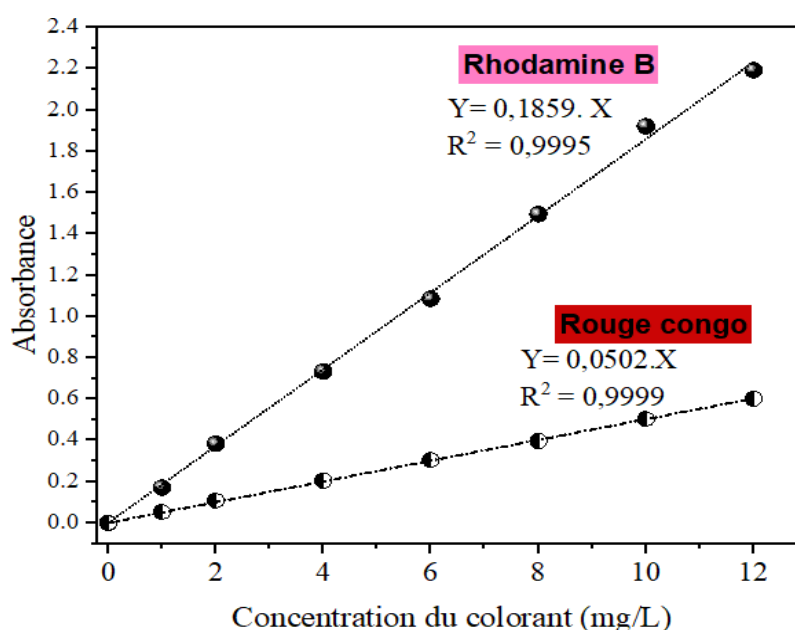
Après avoir tracer la courbe d'étalonnage, on lit l'absorbance de l'échantillon prélevé sur le spectrophotomètre en UV et on détermine la teneur correspondante du colorant destiné (en mg/L) en utilisant l'équation de la courbe d'étalonnage tracée.



Figure 5 : Spectrophotomètre (Optizen 2120 UV) utilisé pour le dosage du Rhodamine B et du Rouge Congo.

Tableau 8 : Exemple des données des courbes d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine Bet du Rouge Congo

Rhodamine B (mg/L)	Absorbance à 554 nm		Rouge Congo (mg/L)	Absorbance à 500 nm
0	0		0	0
1	0,171		1	0,053
2	0,383		2	0,108
4	0,733		4	0,205
6	1,085		6	0,304
8	1,495		8	0,397
10	1,921		10	0,503
12	2,192		12	0,601

**Figure 6:** Exemple d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine B et du Rouge Congo par utilisation du spectrophotomètre Optizen 2120 UV.

I.5 Détermination du pH des échantillons d'eau

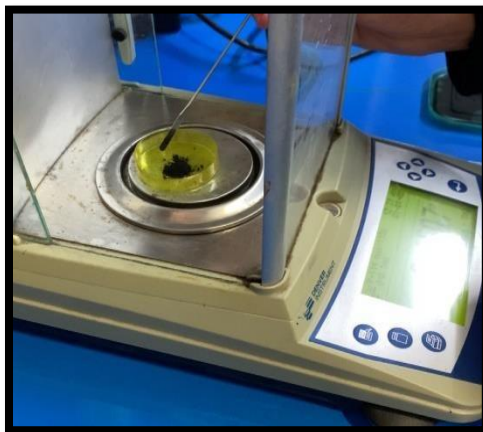
On a mesuré le pH des échantillons d'eau à l'aide d'un pH mètre HANNA instruments modèle pH 210 (Figure 7). Avant chaque essai, nous procédions à l'étalonnage de cet appareil à l'aide des solutions tampons 4 et 7.



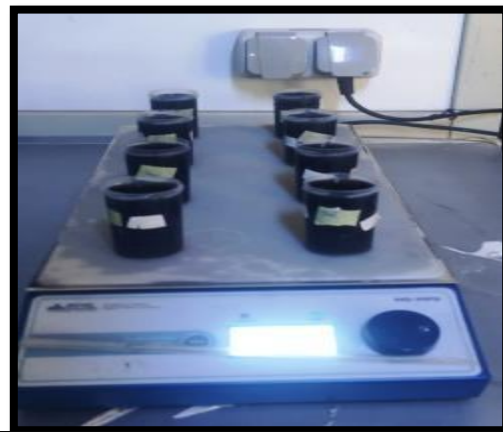
Figure 7 : pH mètre utilisé pour mesurer le pH des échantillons d'eau.

I.6 Description des essais d'adsorption

Les essais ont été réalisés par agitation magnétique, en ajoutant une dose prédéterminée de l'adsorbant à 50 mL de la solution. L'échantillon recueilli a été filtré sous vide à l'aide d'une membrane à pores de 0,45 μm (Figure 8).



a) Pesé du biochar



b) Réalisation de l'essai d'adsorption



d) Détermination de la teneur résiduelle du colorant



c) Filtration sous vide de l'échantillon prélevé

Figure 8 : Description des étapes de réalisation d'un essai d'adsorption

Plusieurs paramètres influençant le processus ont été testés :

- **La cinétique d'adsorption** a été suivie de 2 minutes à 4 heures pour une teneur initiale en polluant de 50 mg/L et en présence de 1 g/L de l'adsorbant.
- **L'effet de la teneur initial du colorant et l'étude des isothermes d'adsorption** sur le Biochar (BT-900°) ont été étudiés en utilisant des solutions contenant de 20 mg/L à 100 mg/L pour chaque colorant en présence de 1 g/L d'adsorbant à 20 °C au temps d'équilibre correspondant au colorant (tel que déterminé lors des tests cinétiques).

- **Le test de réutilisation a été réalisé comme suit:**

le biochar préparé à 900°C (BT-900°) a été utilisé pour l'élimination de la Rhodamine B et du Rouge Congo, avec une concentration initiale de 50 mg/L pour chaque polluant séparément. L'expérience a été réalisée en utilisant 1 g/L de biochar, avec un temps de contact de 2 heures pour la Rhodamine B et 3 heures pour le Rouge Congo. Après la première élimination, et tant que l'efficacité d'élimination reste supérieure à 50 %, le biochar est récupéré du milieu et séché à 105°C pendant 2 heures, ce qui permet d'éliminer l'humidité accumulée sans altérer sa structure poreuse. Lorsque le biochar est réutilisé plusieurs fois et que l'efficacité d'élimination chute en dessous de 50 %, il est régénéré par un lavage avec une solution de NaOH 0,1 mol, en l'immergeant pendant 2 heures pour la Rhodamine B et 3 heures pour le Rouge Congo. Après le lavage à l'eau distillée pour ajuster le pH du filtrat proche de 6, les mêmes expériences sont répétées en utilisant le biochar régénéré dans les mêmes conditions opérationnelles, jusqu'à ce que l'efficacité d'élimination diminue en dessous de 50 %, indiquant une dégradation du biochar et son inaptitude à une réutilisation ultérieure.

I.7 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté la méthodologie expérimentale de l'élimination du Rhodamine et du Rouge Congo en solutions synthétiques par utilisation des biochars préparés à base de branches de plantes de tomates.

Nous avons décrit la préparation des solutions synthétiques en eau distillée, les méthodes de dosage du Rhodamine et du rouge Congo. Puis on a fait une description des étapes des essais d'adsorption réalisés.

CHAPITRE

***Résultats et discussion des
essais d'adsorption du
Rhodamine B et Rouge Congo***



II.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous allons présenter et discuter les résultats de la caractérisation du biochar préparé, ainsi que les résultats des essais d'adsorption du Rouge Congo et du Rhodamine B.

En traitant des solutions synthétiques d'eau distillée contenant séparément le Rouge Congo et le colorant Rhodamine B, les résultats de l'effet de nombreux paramètres réactionnels seront étudiés étant le temps de contact, la concentration initiale du polluant et la désorption et la réutilisation de l'adsorbant. Pour comprendre le mécanisme d'adsorption soit du Rouge Congo ou du Rhodamine B, des modèles cinétiques comme le pseudo-premier- ordre (PPO), le pseudo-second-ordre (PSO) et la diffusion intra-particulaire seront appliqués aux données expérimentales. Afin de décrire l'équilibre de l'adsorption, les isothermes de Langmuir et de Freundlich seront testées.

La discussion des résultats visent à de nouvelles considérations basées sur les données expérimentales obtenues et à fournir un aperçu de la performance des biochars préparées dans l'adsorption du Rouge Congo et du Rhodamine B dans les eaux polluées.

II.2 Résultats et discussion

II.2.1 Comparaison entre l'efficacité d'adsorption des biochars préparés

Les essais étudiant les cinétiques d'adsorption de chaque colorant individuellement sur chaque adsorbant préparé ont été effectués afin de sélectionner l'adsorbant le plus efficace en aboutissant à un meilleur rendement d'adsorption du colorant.

Les résultats obtenus et présentés dans la [Figure 9](#) indiquent que le biochar préparé à 900 °C a été le plus efficace avec un rendement d'élimination de l'ordre de 99,29 % pour le Rhodamine B à un temps d'équilibre de 2 heures, et 81,07 % pour le Rouge Congo après 3 heures de temps de contact.

L'ordre d'efficacité d'adsorption de chaque colorant est le suivant:

$$R (\%) : BT-900^{\circ} > BT-700^{\circ} > BT-500^{\circ}$$

Cet ordre d'efficacité a été due probablement au développement de la structure du biochar en augmentant la température de pyrolyse. Ce phénomène a été également remarqué lors de l'étude de Chebbi et al. (2023), en testant l'élimination du métronidazole. Selon les travaux de Chebbi et al (2023), la préparation du biochar à base de pomme de pin, a montré que lorsque la température de pyrolyse augmente de 500°C à 900°C, la surface spécifique, les micropores et la surface externe, ainsi que le volume des micropores ont augmenté.

Comme le BT-900°C présentait une efficacité d'élimination de chaque colorant plus élevée que le BT-700° et le BT-500°, le reste des essais ont été étudiés uniquement pour le BT-900°.

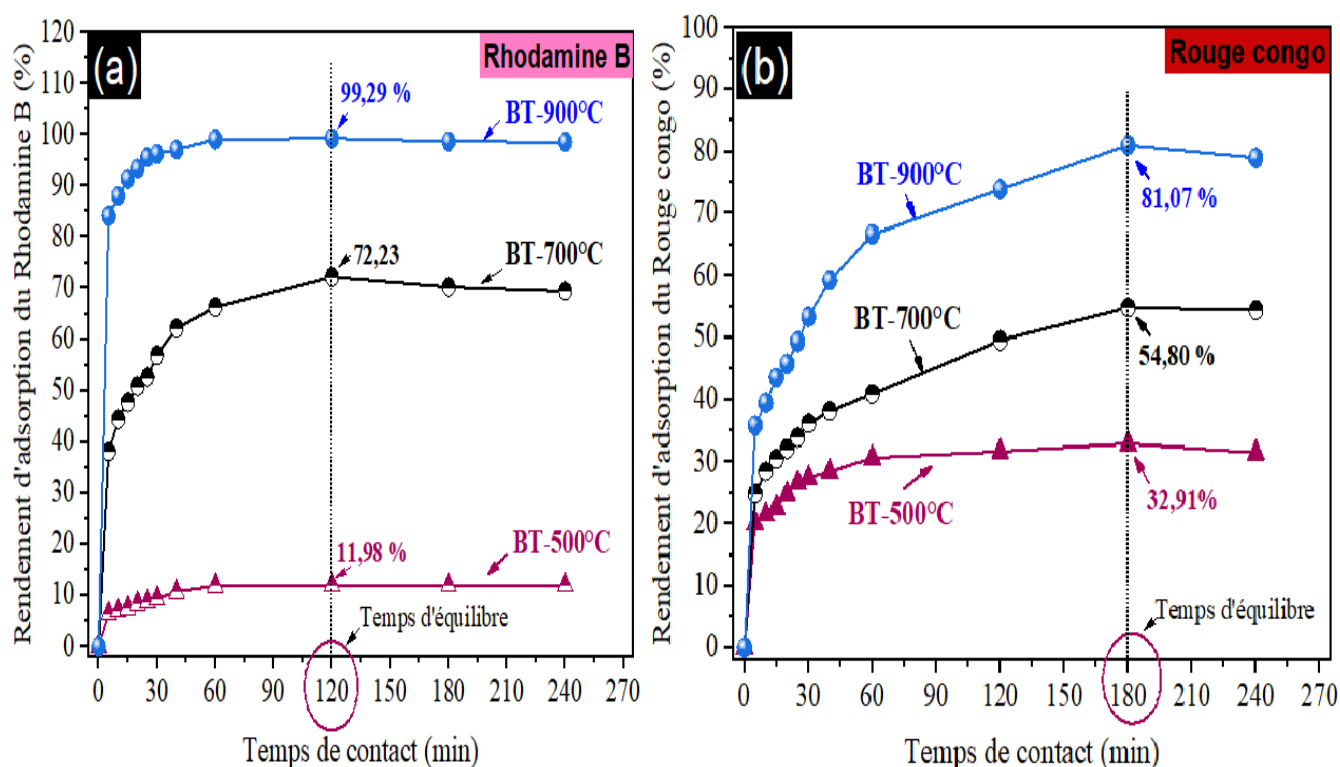


Figure 9 : Evolution de l'efficacité d'adsorption du (a) Rhodamine B et du (b) Rouge Congo sur chaque adsorbant préparé (BT-500°, BT-700°, BT-900°) en fonction du temps. ([Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B]₀ = 50 mg/L ; Dose de l'adsorbant = 1 g/L ; T= 20 °C).

II.2.2 Caractéristiques du biochar BT-900°

L'analyse Brunauer-Emmett-Teller (BET) a révélé une structure poreuse bien développée du BT-900° avec une grande surface spécifique de 504,14 m²/g. cette caractéristique peut être bénéfique dans l'adsorption des deux colorants testés.

L'analyse du spectre infra-rouge du biochar BT-900° (Figure. 10) montre que l'adsorbant préparé présente une variété de groupes fonctionnels de surface. Le groupements -OH ($3670 - 3550 \text{ cm}^{-1}$), C-H des groupes aliphatiques ($2900 - 2850 \text{ cm}^{-1}$), le groupe fonctionnel C=O dans les cétones, les acides carboxyliques et les esters ($1750-1600 \text{ cm}^{-1}$). C=C des anneaux aromatique de type benzène ($1600-1550 \text{ cm}^{-1}$), C-O dans les phénols, les éthers, les esters, les acides et les alcools ($1200-1000 \text{ cm}^{-1}$). Un résultat similaire a également été obtenu dans le cadre de l'étude des spectres des biochars préparés à base de résidus agricoles (Adibmehr et faghihian, 2018, Soudani et al., 2022; Chebbi et al., 2024; Youcef et al., 2025). Les groupements C-H hors plan des anneaux aromatiques des alcènes ont été présenté sous la forme de bandes dans la gamme des nombres d'ondes $500-1000 \text{ cm}^{-1}$ (Yakout et El-Deen, 2016). Ces groupements fonctionnels peuvent contribuer à faire des liaisons avec les colorantstestés.

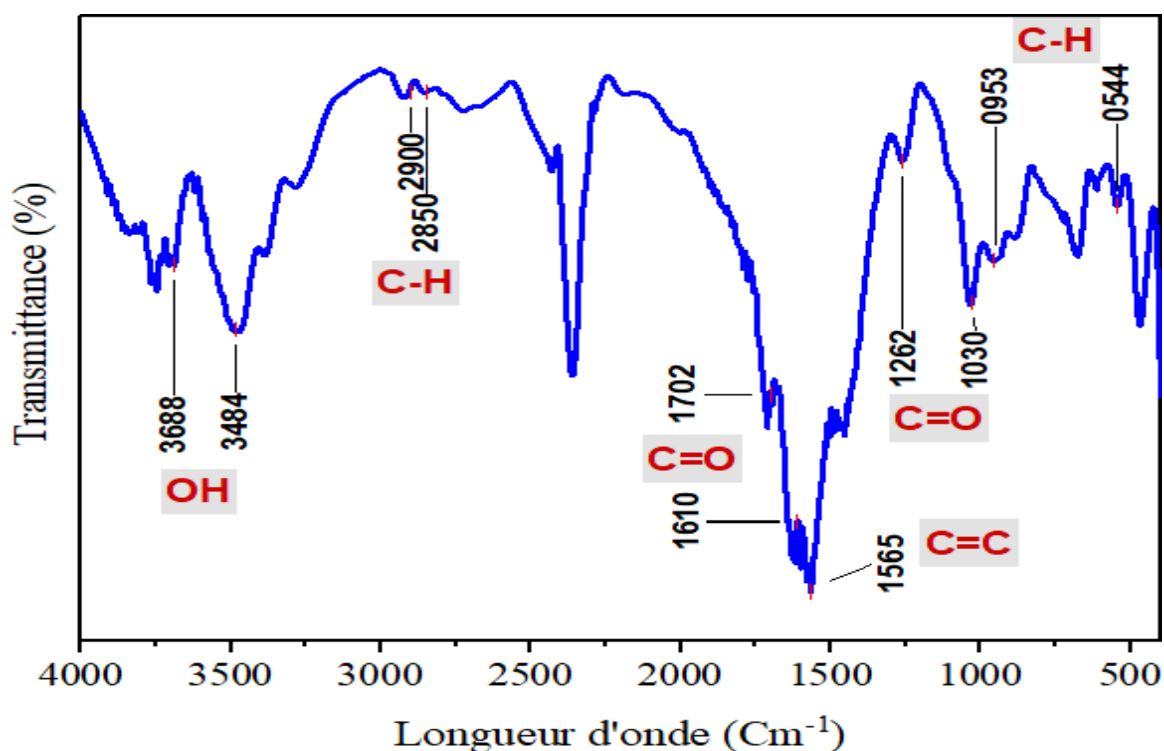


Figure 10 : Analyse des groupement fonctionnels dans le spectre FTIR du biochar BT-900°.

II.2.3 Modélisation de la cinétique d'adsorption du Rouge Congo et du Rhodamine B sur le BT-900°

Le suivi de la cinétique d'adsorption de chaque colorant, Rouge Congo et Rhodamine B a été effectué en traitant des solutions contenant initialement 50 mg/L du polluant et dans

un intervalle de temps entre 2 min à 4 heures. La dose de BT-900° introduite a été fixée à 1 g/L. L'étude de la cinétique nous a permis de suivre l'évolution de l'efficacité du traitement, le temps d'équilibre d'adsorption ainsi que l'application des modèles cinétique.

Comme le montrent les résultats présentés dans la [Figure 11](#), il semble que la capacité d'adsorption du BT-900° pour chaque polluant augmente avec le temps de contact jusqu'au temps d'équilibre. Au-delà du temps d'équilibre on constate une légère diminution de la capacité d'adsorption. Les conditions optimales d'élimination de chaque polluant sont comme suit :

- **Colorant anionique (Rouge Congo):** Temps d'équilibre = 3 h, efficacité d'élimination = 81,07 %, capacité d'adsorption expérimentale = 40,535 mg/g.
- **Colorant cationique (Rhodamine B):** Temps d'équilibre = 2 h, efficacité d'élimination = 99,29 %, capacité d'adsorption expérimentale = 49,647 mg/g.

Afin de comprendre les mécanismes d'adsorption du colorant Rouge Congo ainsi que du Rhodamine B, on a ajusté aux résultats expérimentaux des modèles cinétiques ([Figure 11](#)). Rappelons que les équations de ces modèles sont les suivantes (Eq (1) à Eq (3)):

Modèle non linéaire **pseudo-premier-ordre (PPO)**:

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

Modèle non linéaire **pseudo-second-ordre (PSO)** :

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

Modèle linéaire **de diffusion intra-particule** :

$$q_t = K_{int} t^{1/2} + C \quad (3)$$

Où : q_e et q_t sont les quantités du polluant adsorbé (mg/g) à l'équilibre et au temps t (min), respectivement, k_1 (min^{-1}) est la constante du pseudo premier d'ordre et k_2 (g/mg min) est la constante du pseudo second ordre. K_{int} est la constante de la diffusion intraparticule en (mg/g. $\text{min}^{1/2}$) et C est l'ordonnée à l'origine (mg/g).

Comme le montre la [Figure 11](#), les résultats de l'ajustement des modèles non linéaires du PPO et du PSO sont très satisfaisants. Ceci est prouvé par les valeurs du coefficient de détermination (R^2) étant ≈ 1 et du Chi-carré (χ^2) faibles ([Tableau 9](#)).

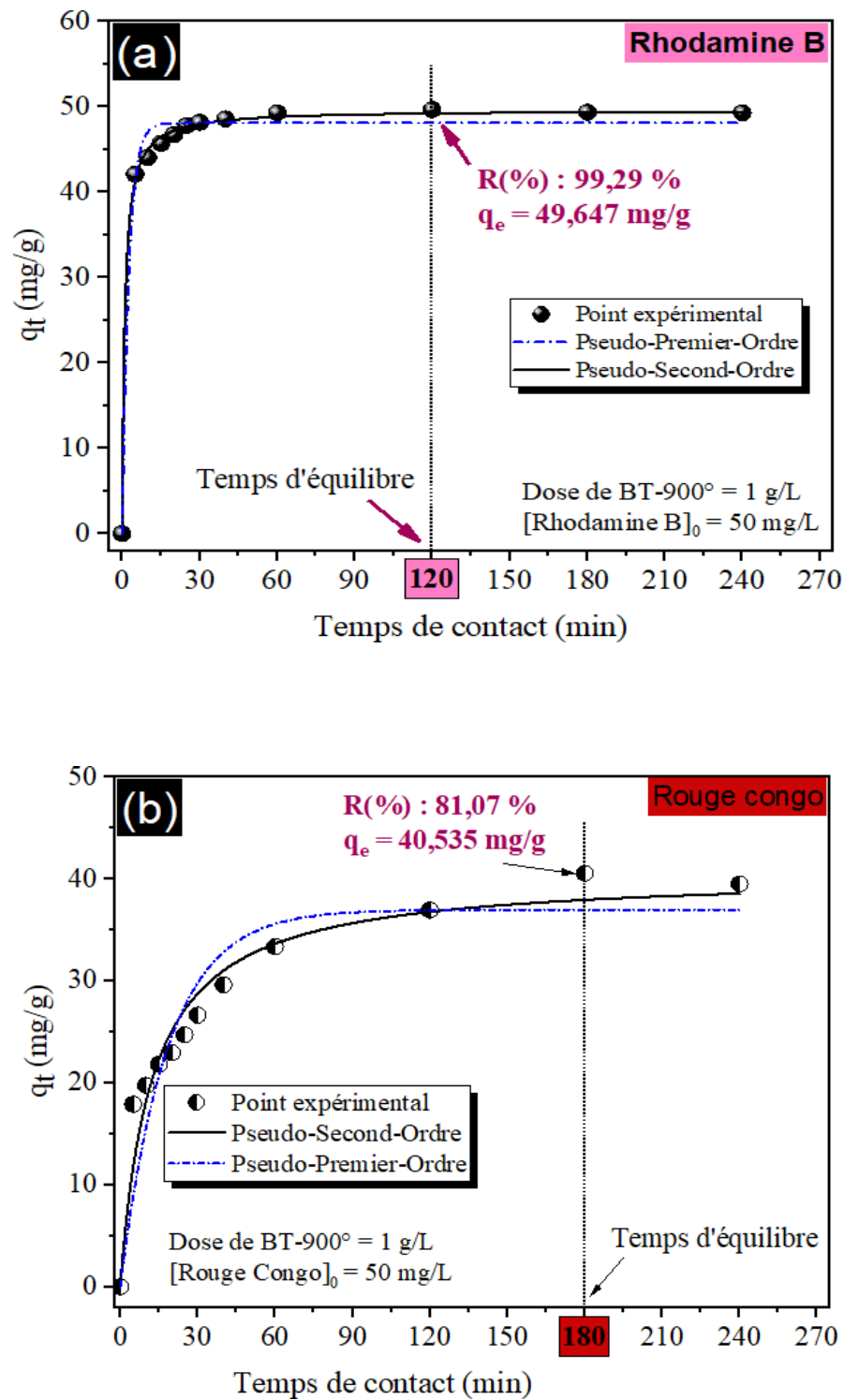


Figure 11 : Données expérimentales et ajustement non linéaire des modèles PPO, PSO pour le Rouge Congo et le Rhodamine B.
 ([Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L; BT-900° = 1 g/L; T= 20 °C).

Tableau 9 : Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption (PPO et PSO) pour le Rouge Congo et le Rhodamine B sur BT-900°
([Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L; BT-900° = 1 g/L).

Polluant	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Pseudo-premier-ordre : $q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t})$				Pseudo-second-ordre : $q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t}$			
		$q_{e1,cal}$ (mg/g)	k_1 (1/min)	R^2	χ^2	$q_{e2,cal}$ (mg/g)	k_2 (g/mg.min)	R^2	χ^2
Rhodamine B	49,647	48,062	0,384	0,989	2,424	49,605	0,0197	0,999	0,309
Rouge Congo	40,553	36,972	0,055	0,888	15,597	40,529	0,002	0,953	6,579

Pour faire le choix du le modèle le plus ajusté, on doit passer à la comparaison entre la capacité d'adsorption calculé par ajustement du modèle aux points expérimentaux ($q_{e2,cal}$) et la capacité maximale d'adsorption obtenus expérimentalement ($q_{e,exp}$) et qui correspond au temps d'équilibre pour chaque polluant. Selon les résultats obtenus et présentés dans le tableau on peut remarquer ce qui suit :

- Rouge Congo: $q_{e1,cal}$ (PPO) (36,97 mg/g) < $q_{e2,cal}$ (PSO) (40,53 mg/g) \approx $q_{e,exp}$ (40,55 mg/g)
- Rhodamine B: $q_{e1,cal}$ (PPO) (48,06 mg/g) < $q_{e2,cal}$ (PSO) (49,61 mg/g) \approx $q_{e,exp}$ (49,65 mg/g)

Il semble alors que le modèle Pseudo-second-ordre est mieux adéquat que le modèle pseudo-premier-ordre pour la modélisation de la cinétique d'adsorption de chaque colorant car $q_{e2,cal}$ est plus proche à celle obtenue expérimentalement ($q_{e,exp}$). Ce qui mène à suggérer que l'adsorption de chaque'un de ces polluants sur le BT-900° est en grande partie chimique.

Comme le montre la Figure 12, les tracés de diffusion intraparticule sont en deux lignes. Il est également évident que les premières lignes ne croisent pas l'origine (Figure 12). Ce résultat suggère que la diffusion intra particule n'est pas le mécanisme exclusif impliqué dans l'adsorption, et qu'il existe plusieurs mécanismes autre que la diffusion intra particules

qui peuvent avoir lieu au cours de l'adsorption de chaque polluant sur l'adsorbant (Saleh et al., 2016 ; Cruz-Lopes et al, 2022).

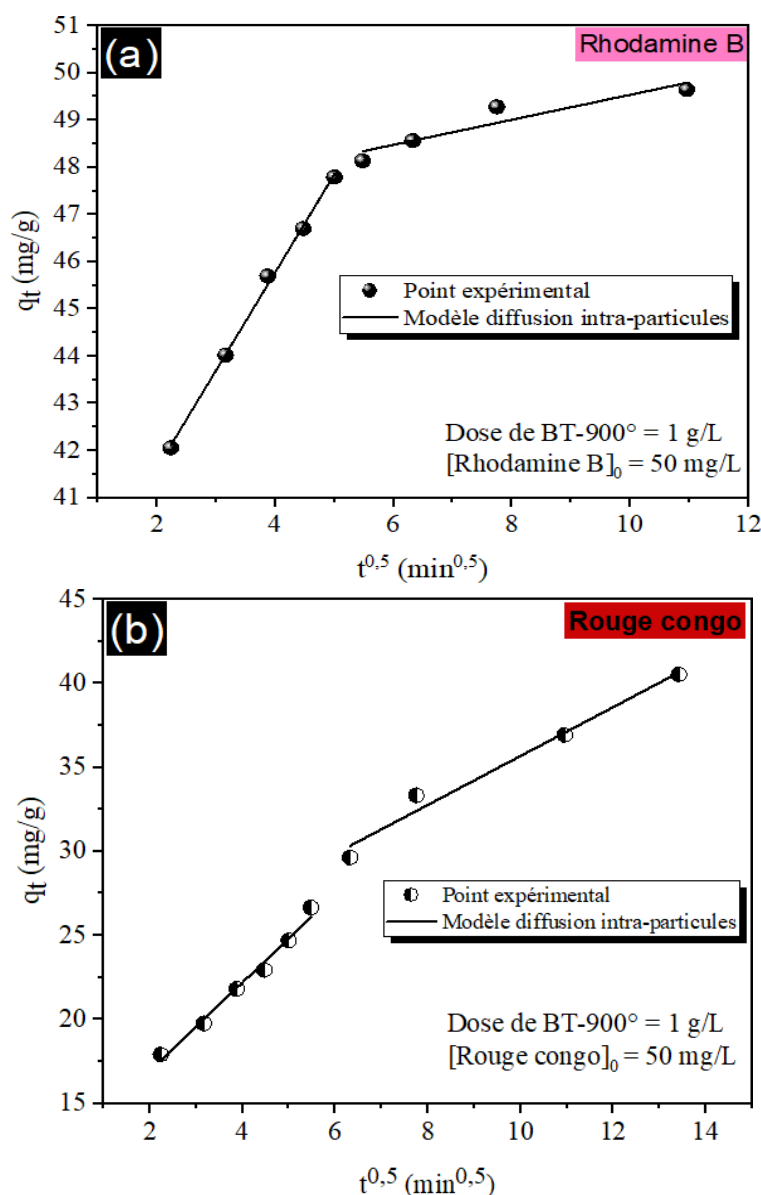


Figure 12 : Données expérimentales et ajustement linéaire-du modèle diffusion intra-particule pour le Rouge Congo et le Rhodamine B. ([Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B]₀ = 50 mg/L ; BT-900° = 1 g/L ; T= 20 °C).

En utilisant le modèle cinétique diffusion intra particule pour chaque polluant, les valeurs obtenues du taux de diffusion intra particule peuvent être classées dans l'ordre suivant : $k_{int,1} > k_{int,2}$ (Tableau 10). Ce résultat permet de conclure que le passage chaque polluant testé de la solution vers les surfaces externes de l'adsorbant se produit rapidement au début de l'adsorption. Les deuxièmes parties linéaires, avec des pentes plus faibles, indiquent que les

taux de diffusion intra particule du polluant diminuent et que l'équilibre est progressivement atteint (Plazinski et al., 2009 ; Ma et al., 2024).

Tableau 10 : Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption pour le Rouge Congo et le Rhodamine B sur BT-900° ([Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B] = 50 mg/L ; BT-900° = 1 g/L).

Polluant	Diffusion Intra-particules : $q_t = K_{int} \frac{1}{t^2} + C$					
	$K_{int, 1}$ (mg/g/min ^{1/2})	C_1 (mg/g)	R^2	$K_{int, 2}$ (mg/g/min ^{1/2})	C_2 (mg/g)	R^2
Rhodamine B	2,077	37,468	0,998	0,265	46,889	0,873
Rouge Congo	2,639	11,637	0,985	1,453	21,142	0,979

Alors, comme le montre les schémas présentés dans la Figure 13 et la Figure 14, la rétention de ces colorants (cationique et anionique) à la surface du biochar peut se produire par complexation et implique également d'autres interactions telles que la liaison hydrogène avec les groupements fonctionnels existants à la surface du BT-900° (Figure 10). A cela s'ajoute le remplissage des pores ou l'empilement π - π , en plus de l'attraction électrostatique (Fdez-Sanromán et al., 2020 ; Sudan et al., 2024).

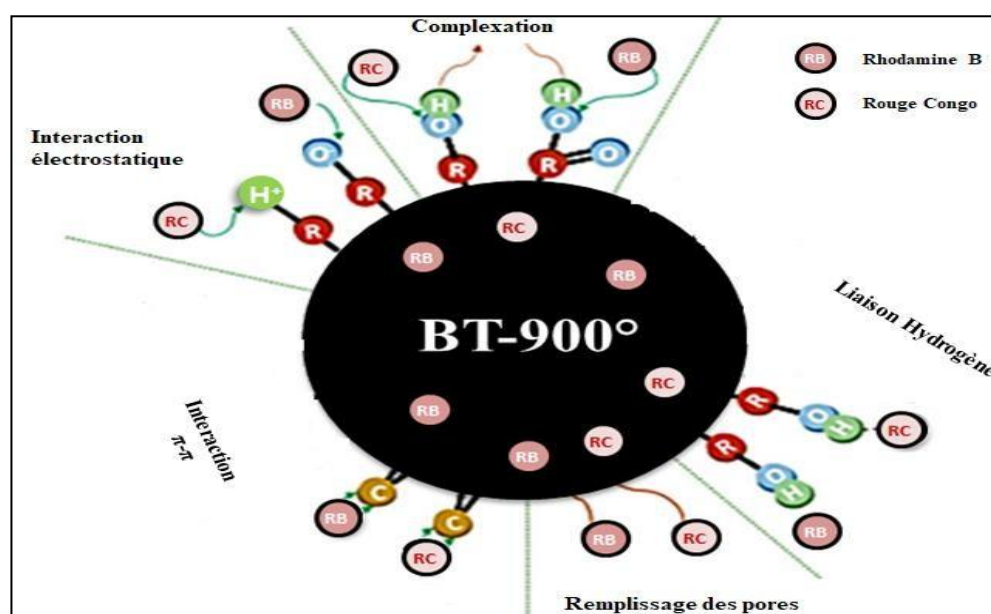


Figure 13 : Mécanismes possibles pour l'adsorption du Rhodamine B et du Rouge Congo sur le biochar BT-900° (Schéma combiné par Khelfa Mohamed Amine en se basant sur les propositions de (Sudan et al., 2024 et Fdez-Sanromán et al., 2020)

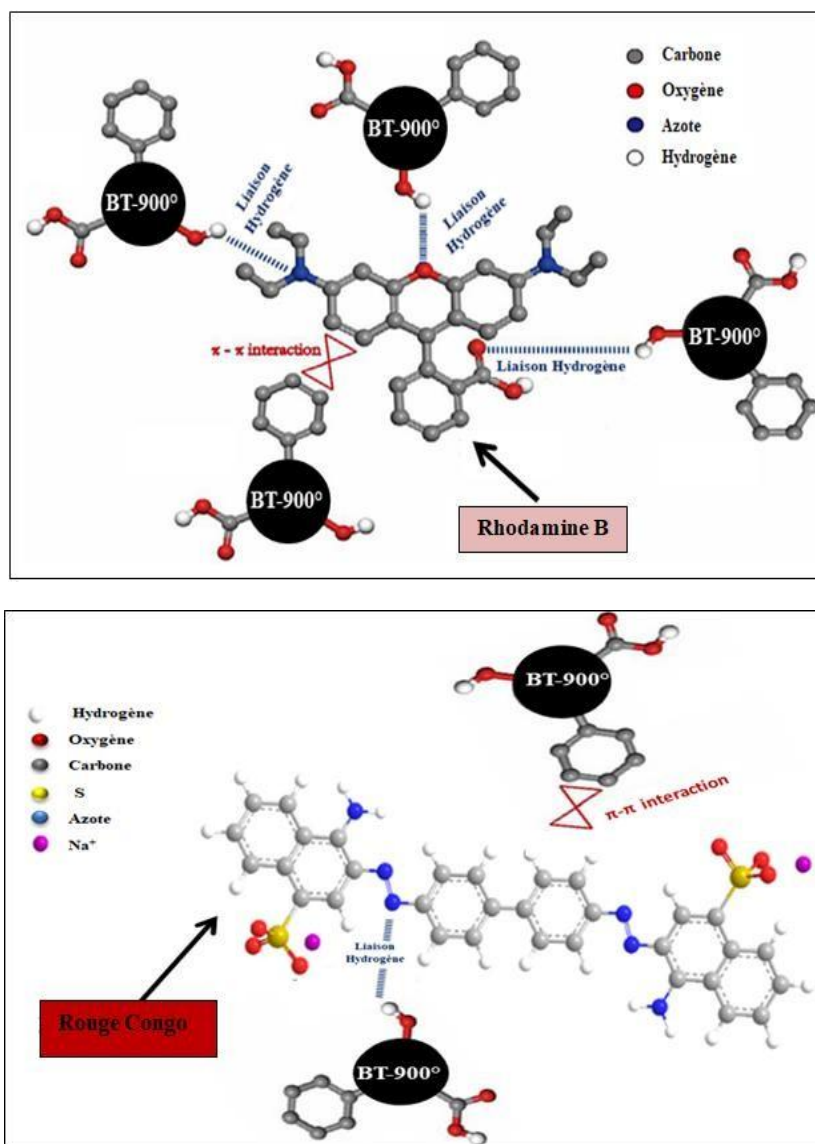


Figure 14: Exemple de liaisons hydrogènes et des interactions $\pi-\pi$ qui peuvent se produire entre le colorant et les liaisons de surface de l'adsorbant (BT-900°).
(Schéma combiné par Khelfa Mohamed Amine en se basant sur les propositions de [Xiao et al., 2020](#))

II.2.4 Isothermes d'adsorption

Afin d'étudier les isothermes d'adsorption, la concentration initiale de chaque polluant a été variée, respectivement de 20 mg/L à 100 mg/L et la concentration de l'adsorbant a été fixée à 1 g/L. Les résultats ([Figure 15](#)) ont indiqué une diminution du rendement d'adsorption du BT-900°C avec l'augmentation de la concentration initiale du colorant. À des concentrations initiales du colorant plus élevées, l'adsorbant est devenu saturé et les sites de surface deviennent peu disponibles pour une adsorption supplémentaire ([Chebbi et al, 2024](#)).

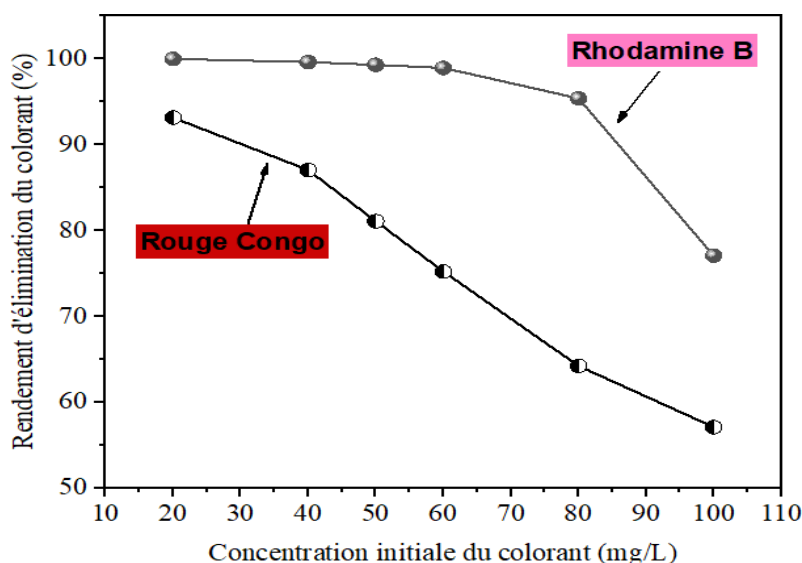


Figure 15 : Evolution de l'efficacité du traitement en fonction de la teneur initiale du colorant. (BT-900° = 1 g/L, T° = 20 °C ; [Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B]₀ = 20-100 mg/L).

On a tenté la modélisation des équilibres d'adsorption par application du modèle de Langmuir et celui de Freundlich (Figure 16) qui sont couramment utilisés par les chercheurs pour l'étude des isothermes d'adsorption des systèmes adsorbant/polluant en solutions aqueuses. Rappelons que les équations de ces modèles sont les suivantes :

- Modèle non linéaire de l'**isotherme de Langmuir** : $q_e = \frac{Q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$ (5)

$$R_L = \frac{1}{1 + C_0 K_L} \quad (6)$$

- Modèle non linéaire de l'**isotherme de Freundlich** : $q_e = K_F C_e^{1/n}$ (7)

Où :

q_e : est la capacité d'adsorption de BT-900° (mg/g) à l'équilibre.

C_e : est la concentration du colorant (mg/L) en solution à l'équilibre.

Q_{\max} : est la capacité maximale d'adsorption à saturation de Langmuir.

K_L : est la constante d'adsorption à l'équilibre de Langmuir (L/mg).

R_L : Constante de Langmuir

C_0 (mg / L) est la concentration initiale de l'adsorbant et K_L (L/mg) est la constante de Langmuir.

K_F : est la constante de Freundlich ((mg/g) / (mg/L)^{1/n}).

n : est le facteur de Freundlich (sans dimension).

Les données d'équilibre pour le Rhodamine B et le Rouge Congo sur le BT-900° sont présentées en utilisant ces deux modèles dans la Figure 16. Les paramètres obtenus par ajustement de ces modèles aux points expérimentaux sont regroupés dans le Tableau 11.

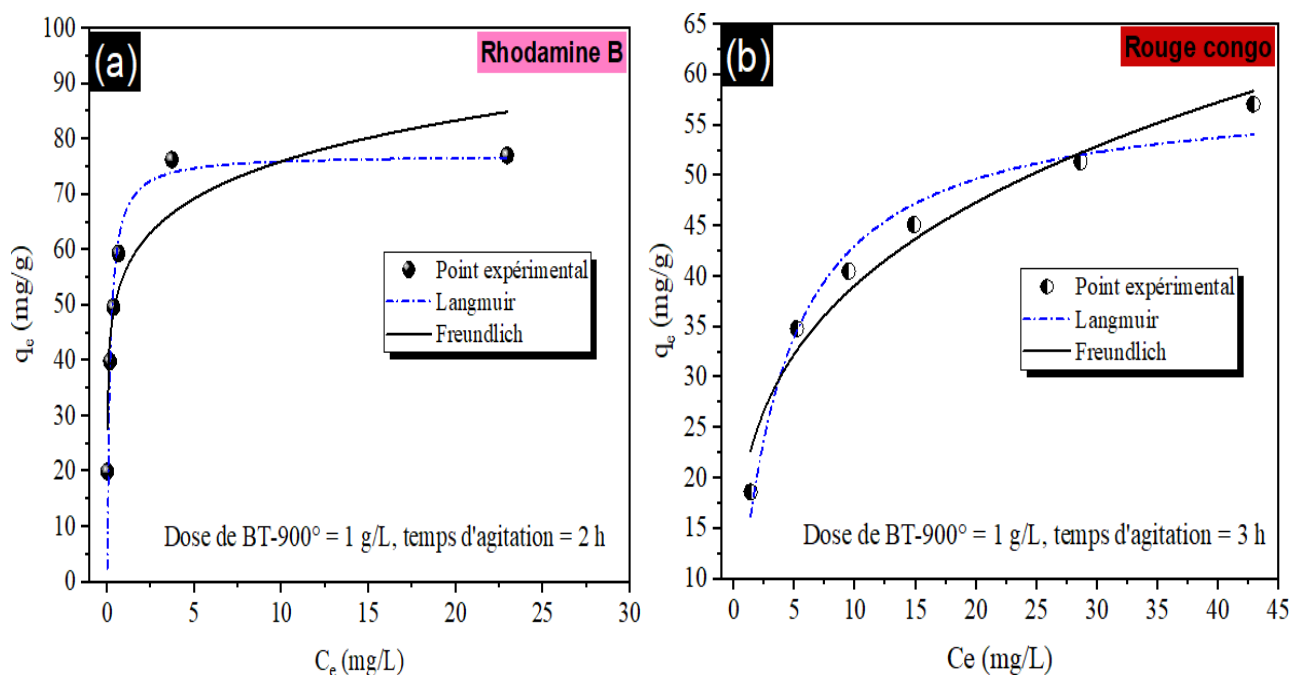


Figure 16 : Modélisation des résultats expérimentaux des isothermes d'adsorption **(a)** Rhodamine B ; **(b)** Rouge Congo.
(BT-900° = 1 g/L, T°= 20 °C ; [Rouge Congo]₀ = [Rhodamine B]₀=20-100 mg/L).

Tableau 11 : Paramètres estimés des modèles isothermes non linéaires pour le Rhodamine B et le Rouge Congo.

	Langmuir : $q_e = \frac{Q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$					Freundlich: $q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}}$			
	Q_{\max} (mg/g)	K_L (L/mg)	R_L	R^2	χ^2	K_F (mg/g)/(mg/L) ^{1/n}	n	R^2	χ^2
Rhodamine B	77,178	6,117	0,008 à 0,002	0,887	68,955	55,844	7,482	0,863	83,588
Rouge Congo	58,596	0,277	0,153 à 0,035	0,974	5,891	20,773	3,638	0,968	7,387

Pour chaque colorant, le modèle de Langmuir, avec un coefficient de détermination élevé et une valeur d'erreur plus faible, a présenté la plus grande cohérence avec les données

expérimentales par rapport au modèle de Freundlich. Ceci suggère que les ions Rouge Congo et le Rhodamine B ont été adsorbés sur la surface homogène de l'adsorbant formant des monocouches avec une capacité maximale d'adsorption de Langmuir Q_{\max} égale à 58,596 mg/g pour le Rouge Congo et 77,178 mg/g pour le Rhodamine B.

On peut vérifier par le calcul du paramètre adimensionnel R_L (Tran et al., 2017) si l'adsorption est favorable ou non selon l'équation (6) :

Lorsque R_L est compris entre 0 et 1, l'isotherme est favorable, elle est défavorable pour $R_L > 1$ et irréversible si $R_L = 0$.

- Pour le Rouge Congo : $0 < R_L$ (0,153 à 0,035) < 1
- Pour le Rhodamine B : $0 < R_L$ (0,008 à 0,002) < 1

Cette hypothèse est également confirmée par l'application de l'isotherme de Freundlich. Selon les résultats présentés dans le Tableau 11, les valeurs de $1/n$ sont inférieures à 1 (< 1) (Günay et al., 2013), indiquant une adsorption favorable de chaque colorant sur le BT-900°.

II.2.5 Etude de la réutilisation du BT-900°

Le teste d'adsorption du BT-900° a été fait pendant 3 cycles (Figure 17 et 18). Le nombre de cycle a été limité lorsque l'efficacité a été largement inférieure à 50 %. On peut constater que le pourcentage d'adsorption du colorant Rhodamine B diminue du premier, deuxième et troisième cycle et était respectivement de 99,29 %, 62,96 % et 34,30 %. De même pour l'efficacité d'adsorption vis-à-vis du Rouge Congo. Mais les rendements sont plus faibles au cours des trois cycles d'adsorption et ont été de 81,07 %, 40,19 %, et 33,76 %.

La réduction drastique de l'adsorption est due à la saturation des sites d'adsorption à la surface et à la saturation des pores entre des particules du biochar BT-900°. Il est clair que l'utilisation du BT-900° pour les études d'adsorption est efficace jusqu'à trois cycles.

Après plusieurs cycles de réutilisation, la régénération de l'adsorbant devient économiquement intéressante et nécessaire (Chebbi et al., 2024; Behera et al 2024, Bhakta et al, 2025). Dans la Figure 17, et la Figure 18 on a présenté l'efficacité de l'adsorbant lors de l'élimination du Rhodamine B ainsi que du Rouge Congo après les trois cycles d'adsorption puis régénération avec NaOH (0,1 M). L'efficacité d'adsorption du premier cycle après régénération du BT-900° a augmenté à 86,63 % pour le Rhodamine B et à 39,68 % pour le Rouge Congo, indiquant la désorption du colorant et la libération de certains sites sur le biochar. Le biochar préparé a donc une longue durée de vie, ce qui en fait une solution

efficace et économique pour l'élimination du Rhodamine B et faiblement pour le colorant anionique (Rouge Congo).

Behera et al. (2024) ont signalé que l'adsorption du Rhodamine B après désorption (en présence de NaOH (0,1 N) a abouti à une efficacité de l'ordre de 95 % parce que la surface de l'adsorbant a gagné des ions négatifs, produisant ainsi une désorption du colorant Rhodamine B de la surface de l'adsorbant. Une fois appliquer une étape d'adsorption, l'attraction électrostatique avec le colorant cationique (Rhodamine B) sera plus facile.

D'autre part, et selon les travaux de (Aichour et al. 2022), la diminution de la performance d'adsorption d'un colorant anionique (méthyle orange) pourrait être due à la répulsion entre la charge négative des molécules de méthyle orange) et la surface déprotonée de l'adsorbant par les ions OH⁻ en milieu basique (en présence de NaOH).

Dans le Tableau 12, on a fait une synthèse sur la réutilisation des biochars à base de résidus agricoles en vue de l'adsorption des colorants cationiques et anioniques. Les résultats ont concerné les deux types des essais possibles :

- Adsorption-régénération-adsorption (cycles adsorption-désorption).
- Cycles d'adsorption - Régénération - Cycles d'adsorption (Le cas de cette étude).

Il en ressort de cette synthèse que dans l'ensemble les biochars peuvent être réutilisés efficacement avant régénération au moins pour 3 cycles. Ce qui mène à conclure que les biochars à base de résidus agricoles peuvent être des adsorbants efficaces pour la réduction de la pollution causée par les colorants.

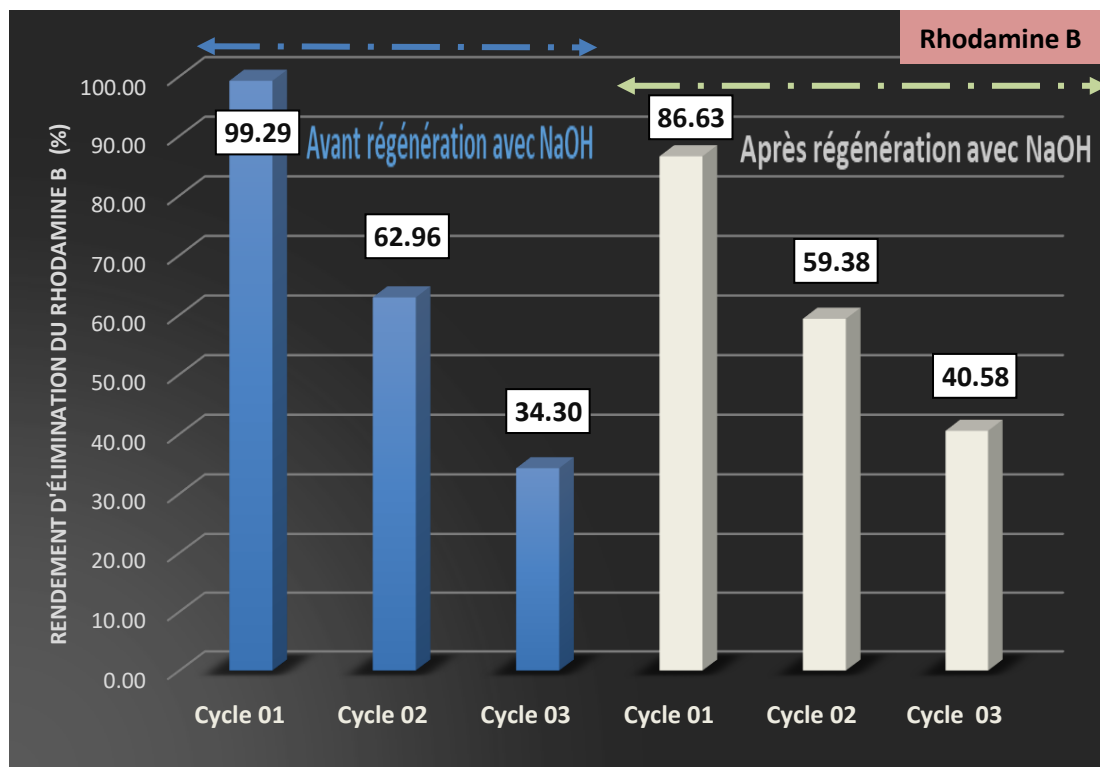


Figure 17 : Résultats des cycles d'adsorption du Rhodamine B et de réutilisation après régénération du BT-900°

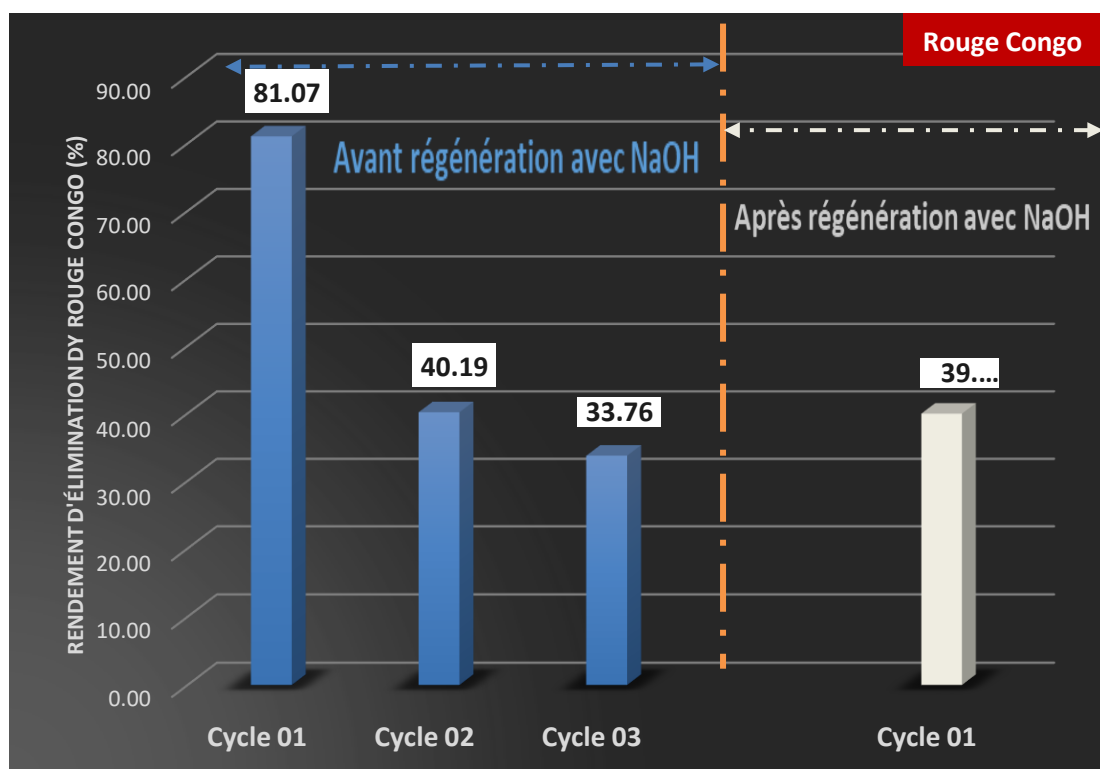


Figure 18 : Résultats des cycles d'adsorption du Rouge Congo et de réutilisation après régénération du BT-900°

Tableau 12 : Données sur la réutilisation des biochars pour l'adsorption des colorants anioniques et les colorants cationiques

Colorant		Adsorbant	Cycles d'adsorption	Solution de régénération	Cycles d'adsorption après régénération	Référence
Colorants cationiques	Rhodamine B	Biochar de peau de Punica granatum	03 Cycles adsorption désorption Solution utilisée pour la régénération : NaOH (0,1 M)			Kayranli et al. 2024
	Rhodamine B	biochar de Graines de Calophyllum inophyllum	1	0.1M NaOH	3	Behera et al. 2024
	Rhodamine B	Biochar à base de noyaux d'olive	4	0.1 M NaOH	3	Chebbi et al. 2024
	Rhodamine B	particules de nickel supportées sur du biochar de bois d'érable	03 Cycles adsorption			Bhakta et al., 2025
	Rhodamine B	Biochar des branches de tomates	3	0.1M NaOH	2	La présente étude
Colorants anioniques	Méthyle orange	Biochar derived from date palm petioles powder (DPB)	03 Cycles adsorption désorption Solution utilisée pour la régénération : NaOH (0,1 M)			Aichour et al. 2022
	Blue de méthylène	Biochars de coque de pin modifiés (PNHB-H)	4 Cycles adsorption désorption	0.1M HCl	La régénération avec HCl est plus efficace	Kim et al. 2025
				0.1M NaOH		
	Rouge Congo		0.1M HCl	3 Cycles adsorption désorption	La régénération avec NaOH est plus efficace	
			0.1M NaOH	4 Cycles adsorption désorption		
	Méthyl orange	Hydrochar de peau d'orange - nanoparticules	7 Cycles adsorption désorption Solution utilisée pour la régénération : NaOH (0,1 M)			Hamad et al. 2024
Rouge Congo	Biochar des branches de tomates	3	0.1M NaOH	1	La présente étude	

II.3 Conclusion

L'étude comparative des différents paramètres réactionnels étudiés a permis d'aboutir aux résultats suivants :

- Le biochar préparé à 900 °C (BT-900 °) a été plus efficace que ceux préparés à 700 °C (BT-700°) et à 500 °C (BT-500°) lors d'adsorption de chaque colorant. L'ordre d'efficacité d'adsorption a été comme suit : $R(\%) : BT-900^\circ > BT-700^\circ > BT-500^\circ$
- La caractérisation du biochar BT-900° a présenté des liaisons de surfaces variées et une surface spécifique importante. Tous ces paramètres sont favorables pour son utilisation comme adsorbant.
- L'élimination du Rhodamine B est assez rapide car la cinétique d'adsorption sur BT-900° a atteint son équilibre pendant 2 heures. Et elle a été plus longue (3 heures) dans le cas du Rouge Congo.
- Pour chaque colorant, le modèle cinétique non linéaire du pseudo-second-ordre a décrit mieux la cinétique d'adsorption que le modèle du premier ordre. Ce qui mène à confirmer l'hypothèse de la prédominance de l'adsorption chimique.
- Les modèles isothermes ont montré un ajustement adéquat aux points expérimentaux ce qui a prouvé que l'adsorption des molécules du Rhodamine B et du Rouge Congo sur la surface du BT-900° a été favorable. L'isotherme de Langmuir a présenté la plus grande cohérence avec les données expérimentales par rapport aux modèles de Freundlich avec une capacité maximale d'adsorption de Langmuir Q_{\max} égale à 58,596 mg/g pour le Rouge Congo et 77,178 mg/g pour le Rhodamine B.
- Après trois cycles de réutilisation du biochar, il a été nécessaire d'avoir recours à la régénération avec la solution de NaOH (0,1M). Après la régénération, l'adsorbant a été efficace pour trois cycles pour le Rhodamine B. Par contre, le BT-900° est devenu saturé après un seul cycle pour le Rouge Congo.

On peut donc conclure que le biochar dérivé des branches de plantes de tomates peut être utilisé comme adsorbant efficace pour la réduction du Rhodamine B et avec une efficacité plus faible pour la réduction du Rouge Congo en milieux aqueux.

Conclusion

Générale

Conclusion générale

L'objectif de cette étude a été de tester l'utilisation et la réutilisation d'un biochar à base des plantes de tomates après la saison de récolte comme adsorbant pour éliminer un colorant cationique (**Rhodamine B**) et un autre anionique (Rouge **Congo**) en solutions synthétiques.

La synthèse bibliographique, présentées en deux chapitres, a montré que :

L'étude des colorants organiques Rhodamine B et Rouge Congo révèle leur complexité chimique, leur forte persistance environnementale et leur toxicité pour les écosystèmes et la santé humaine. Leur présence fréquente dans les eaux usées motive la recherche de solutions innovantes, notamment l'adsorption sur des matériaux durables. Ces colorants, respectivement cationique et anionique, nécessitent des méthodes spécifiques. L'utilisation du biochar issu de résidus agricoles comme adsorbant apparaît comme une solution écologique prometteuse pour leur élimination.

D'autre part, une synthèse des principes théoriques de l'adsorption a été présentée, en distinguant les mécanismes physiques et chimiques ainsi que les étapes du processus. Les modèles cinétiques (pseudo-premier-ordre, pseudo-second-ordre, diffusion intra-particules) et les isothermes (Langmuir, Freundlich) sont détaillés pour analyser la dynamique et la capacité d'adsorption. Cette base théorique prépare l'interprétation des résultats expérimentaux.

L'étude comparative des différents paramètres réactionnels étudiés a permis d'aboutir aux résultats suivants :

- Les tests cinétiques ont montré que le biochar préparé à 900°C de pyrolyse (BT-900°) est plus performant que ceux préparés à 500 °C et à 700 °C.
- La caractérisation du biochar BT-900° a présenté des liaisons de surfaces variées et une surface spécifique importante.
- L'élimination du Rhodamine B est assez rapide car la cinétique d'adsorption sur BT-900° a atteint son équilibre pendant 2 heures. Et elle a été plus longue (3 heures) dans le cas du Rouge Congo.
- Pour chaque colorant, le modèle cinétique du pseudo-second-ordre a décrit mieux la cinétique d'adsorption que le modèle du premier ordre. Ce qui mène à confirmer l'hypothèse de la prédominance de l'adsorption chimique.
- Les modèles isothermes ont montré que l'adsorption des molécules du Rhodamine B et du Rouge Congo sur la surface du BT-900° a été favorable avec une capacité maximale

d'adsorption de Langmuir Q_{\max} égale à 58,596 mg/g pour le Rouge Congo et 77,178 mg/g pour le Rhodamine B.

- Après trois cycles de réutilisation du biochar, un traitement de régénération à l'aide d'une solution de NaOH (0,1 M) s'est avéré nécessaire. Suite à cette régénération, l'adsorbant a conservé son efficacité pendant trois cycles pour la Rhodamine B. En revanche, le BT- 900° est devenu saturé après un seul cycle d'utilisation pour le Rouge Congo.

Il est donc possible de conclure que le biochar issu des branches de plants de tomate constitue un adsorbant efficace pour la réduction de la Rhodamine B en milieu aqueux, tout en présentant une efficacité moindre pour l'élimination du Rouge Congo.

Perspectives et recommandations :

Afin d'achever le travail réalisé lors de la réalisation de ce mémoire il serait souhaitable de :

- Etudier d'autres paramètres réactionnels ayant un impact direct sur l'adsorption des colorants comme le type du colorant, l'effet du pH initial et l'effet de la température
- Etudier l'effet de la présence de deux ou de plusieurs colorants dans le milieu afin de mieux se rapprocher de la réalité.
- Tester une gamme des solutions (acide, sel, ou base) pour la régénération de l'adsorbant afin de choisir la solution la plus adéquate.
- Réaliser une application sur des eaux de rejets réellement polluées, comme les eaux de rejets de l'industrie de textile ou de la production de la peinture.

Références

Références

- Yagub, M. T., Sen T.K., Afroze S., Ang H.M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 209, 172–184. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2014.04.002>
- González-Crisostomo, J.C., López-Juárez, R., & Petranovskii, V. (2021). Photocatalytic Degradation of Rhodamine B Dye in Aqueous Suspension by ZnO and M-ZnO (M = La³⁺, Ce³⁺, Pr³⁺ and Nd³⁺) Nanoparticles in the Presence of UV/H₂O₂. *Processes*, 9(10), 1736. <https://doi.org/10.3390/pr9101736>
- Sigma-Aldrich. (2023). Rhodamine B product data sheet. <https://www.sigmaaldrich.com>
- Guiza, S., & Bagane, M. (2013). Étude cinétique de l'adsorption du rouge de Congo sur une bentonite. *Revue des sciences de l'eau*, 26(1), 39–50 <https://doi.org/10.7202/1014918ar>
- Venkat, S., & Vijay Babu, P. V. (2013). Kinetic and equilibrium studies on the removal of Congo red from aqueous solution using Eucalyptus wood (*Eucalyptus globulus*) saw dust. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 44, 81–88 <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2012.09.013>
- Berradi, M., Hsissou, R., Khudhair, M., Assouag, M., Lfadali, W., Nounah, A., ... & El Bachiri, A. (2019). Textile finishing dyes and their impact on aquatic environments. *Heliyon*, 5(11), e02711. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02711>.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 145–155. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Banat, I. M., Nigam, P., Singh, D., & Marchant, R. (1996). Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: A review. *Bioresource Technology*, 58(3), 217–227. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(96\)00113-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(96)00113-7)
- Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J. S., & Govindwar, S. P. (2011). Decolorization and degradation of azo dyes by a mixed bacterial consortium. *Biodegradation*, 22(3), 513–527. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2010.06.006>
- Chavan, R. B. (2013). Health and environmental hazards of synthetic dyes. *Textile Review Magazine*, May 2013.
- Chung, K. T. (2000). Azo dyes and human health: A review. *Toxicological Reviews*, 19(2), 1–23. <https://doi.org/10.1080/10590501.2016.1236602>
- Hernández-Zamora, M., & Martínez-Jerónimo, F. (2019). Congo red dye diversely affects organisms of different trophic levels: a comparative study with microalgae, cladocerans, and zebrafish embryos. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), 11743–11755. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30815811/>
- Priya, P. S., Nandhini, P. P., Vaishnavi, S., Pavithra, V., Almutairi, M. H., Almutairi, B. O., Arokiyaraj, S., Pachaiappan, R., & Arockiaraj, J. (2024). Rhodamine B, an

- organic environmental pollutant induces reproductive toxicity in parental and teratogenicity in F1 generation in vivo. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 280, 109898.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2024.109898>
- Al-Kdasi, A., Idris, A., Saed, K., & Guan, C. T. (2004). Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes – A review. *Global NEST Journal*, 6(3), 222–230
 - Divya, D., Binitta, K., & Thomas, S. (2025). Photocatalytic degradation of rhodamine B dye under visible LED light using composites of g-C₃N₄ and activated biochar derived from coconut shells. *Diamond and Related Materials*, 112, 112109.
<https://doi.org/10.1016/j.diamond.2025.112109>
 - World Health Organization (WHO). (2022). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). World Health Organization.
<https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
 - European Parliament. (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
 - U.S. Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.). (2020). Toxic Substances Control Act (TSCA). <https://www.epa.gov/tsca>
 - Journal Officiel de la République Algérienne (JORA). (2006). Protection des ressources en eau. Journal Officiel, Algérie.
 - Kayser, H. 1881. "Wiedl Ann." 14: 451.
 - Deliere, L. (2015). Adsorption et séparation des gaz rares sur des adsorbants dopés à l'argent [Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I].
 - Degrémont S.A. (2005). Mémento technique de l'eau (10e éd.). Degrémont–Suez, Rueil-Malmaison. 1718 p.
 - McNaught, A. D., & Wilkinson, A. (1997). International Union of Pure and Applied Chemistry: Compendium of chemical terminology (2nd ed.). Blackwell Science. 450 p.
 - Rouquerol, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (Eds.). (2014). Adsorption by powders and porous solids: Principles, methodology and applications (2nd ed.). Elsevier.
 - Desjardins, R. (1997). Le traitement des eaux (2e éd., revue et améliorée). École Polytechnique de Montréal.
 - El Azzouzi, M. (1999). Persistance, mobilité et photodégradation de l'imazapyr dans le sol et l'eau [Thèse de doctorat d'État, Faculté des Sciences Agdal, Université Mohammed V, Rabat, Maroc].
 - Senesi, N., Chen, Y., Gerstl, Z., Mingelgrin, U., & Yaron, B. (Eds.). (1989). Interactions at the soil colloid–environment interface. Springer-Verlag. pp. 37–90.
 - Calvet, R. (2003). Le sol – Propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Dunod.
 - Ferro-García, M. A., Rivera-Utrilla, J., Bautista-Toledo, I., & Moreno-Castilla, C. (1998). Adsorption of organic contaminants on activated carbon from aqueous solution: Langmuir parameters. *Langmuir*, 14, 1880–1886.
<https://doi.org/10.1021/la970565h>

- Creanga, C. M. (2007). Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables : par adsorption puis oxydation catalytique [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse].
- Kismir, Y., & Aroguz, A. Z. (2011). Adsorption characteristics of the hazardous dye Brilliant Green on Saklıkent mud. *Chemical Engineering Journal*, 172, 199–206. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.090>
- Koller, E. (2005). Aide-mémoire – Génie chimique (2e éd.). DUNOD.
- Tisserand, C. (2007). Étude par chromatographie gazeuse inverse des propriétés de surface de deux formes cristallographiques d'alumines : influence de différents paramètres tels l'humidité ou le dopage en magnésie [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse].
- Elabed, A. (2007). Réactivité thermique et cinétique de dégradation du bois d'arganier : Application à l'élaboration de charbon actif par activation chimique [Mémoire de doctorat, Université Mohammed V, Agdal, Rabat, Maroc].
- Robert, L. (1989). Opération unitaire – Adsorption. *Techniques de l'ingénieur*, Réf. J2730.
- Weber, W. J., & Smith, E. H. (1987). Shdation and design models for adsorption processes. *Environmental Science & Technology*, 21, 1040–1050. <https://doi.org/10.1021/es00164a002>
- Cardot, C. (2002). Les traitements de l'eau : Procédés physico-chimiques et biologiques – Cours et problèmes résolus. Génie de l'environnement, Éditions Ellipses.
- Beaudry, J. P. (1984). Traitement des eaux. Éditions Le Griffon d'Argile, Québec.
- Guignard, D. (1992). L'essentiel de la cinétique et de la thermodynamique chimique. Éditions Eyrolles.
- Degremont, E. G. (1996). Polyamines adsorbées sur silice – Caractérisation physicochimique : Application au traitement des eaux : Étude préliminaire [Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, France].
- Errais, E. (2011). Réactivité de surface d'argiles naturelles : Étude de l'adsorption de colorants anioniques [Thèse de doctorat en géochimie de l'environnement, Université de Strasbourg].
- Manugapati, V. S., Yarramuthi, V., Kim, Y., Lee, K. M., & Kim, D. (2018). Removal of anionic dyes (Reactive Black 5 and Congo Red) from aqueous solutions using banana peel powder as an adsorbent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 601–607. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.075>
- Weber, W. J., & Van Vliet, B. M. (1980). Fundamental concepts for application of activated carbon in water and wastewater treatment. In I. Suffet & J. M. MacGuire (Eds.), *Activated adsorption of organics from the aqueous phase* (Vol. 1, pp. 15–41). Ann Arbor Science.
- Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *K. Sven. Vetenskapsakad. Handl.*, 24, 1–39.

- Blanchard, G., Maunaye, M., & Martin, G. (1984). Removal of heavy metals from waters by means of natural zeolites. *Water Research*, 18(12), 1501–1507.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90124-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90124-6)
- Weber, W. J., & Morris, J. C. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers*, 89, 31–60
- Kumar, P., Sudha, S., Chand, S., & Srivastava, V. C. (2010). Phosphate removal from aqueous solution using coir-pith activated carbon. *Separation Science and Technology*, 45(10), 1463–1470. <https://doi.org/10.1080/01496395.2010.485604>
- Deng, L., & Shi, Z. (2015). Synthesis and characterization of a novel Mg–Al hydrotalcite-loaded kaolin clay and its adsorption properties for phosphate in aqueous solution. *Journal of Alloys and Compounds*, 637, 188–196.
<https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2015.03.022>
- Cardot, C. (1999). *Les traitements de l'eau*. Éditions Ellipses, Paris.
- Crini, G., Morin, N., Rouland, J. C., Janus, L., Morcellet, M., & Bertini, S. (2002). Adsorption de bêta-naphtol sur des gels de cyclodextrine carboxyméthylcellulose réticulés. *European Polymer Journal*, 38, 1095–1103.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0014-3057\(01\)00298-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0014-3057(01)00298-1)
- Degrémont, S. A. (1989). *Mémento technique de l'eau* (Tome 1, 9e éd., Édition du cinquantenaire). France..
- Ghatee, M. H., & Zolghadr, A. R. (2008). Surface tension measurements of imidazolium-based ionic liquids at liquid–vapor equilibrium. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 53(10), 2422–2425. <https://doi.org/10.1016/j.fluid.2007.10.004>
- Bansal, R. C., & Goyal, M. (2005). *Activated carbon adsorption* (1st ed.). CRC Press. 520 p.
- Sun, L. M., & Meunier, F. (2003). Adsorption: Aspects théoriques. In *Techniques de l'Ingénieur, traité Génie des procédés* (Réf. J2730-1, pp. 1–16).
- Slasli, M. A. (2002). *Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux : Approches théorique et expérimentale* [Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, Suisse].
- Cooney, A. (1999). Reflection demystified: Answering some common questions. *British Journal of Nursing*, 8(22), 1530–1534.
<http://dx.doi.org/10.12968/bjon.1999.8.22.6429>
- Masel, R. I. (1996). *Principles of adsorption and reaction on solid surfaces*. Wiley-Interscience.
- Dechow, F. J. (1989). *Separation and purification techniques in biotechnology*. Noyes Publications, William Andrew Publishing.
- Merouf El-Zenasni, B. (2015). *Adsorption des polluants organiques et inorganiques sur des substances naturelles : Kaolin, racines de Calotropis procera et noyaux de dattes* [Thèse de doctorat, Université de Lorraine].
- Do, D. D. (1998). *Adsorption analysis: Equilibria and kinetics*. Imperial College Press.

- Keller, J. U., & Staudt, R. (2005). Gas adsorption equilibria: Experimental methods and adsorptive isotherms. Springer Science + Business Media.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361–1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>
- Freundlich, H. M. F. (1906). Over the adsorption in solution. *Journal of Physical Chemistry*, 57, 385–471.
- Weber, W. J., McGinley, R. M., & Katz, L. E. (1991). Sorption phenomena in subsurface systems: Concepts, models and effects on contaminant fate and transport. *Water Research*, 25, 499–528. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90125-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90125-A)
- Allen, S. J., McKay, G., & Porter, J. F. (2004). Adsorption isotherm models for basic dye adsorption by peat in single and binary component systems. *Journal of Colloid and Interface Science*, 280, 322–333. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.078>
- Vunain, E., Kenneth, D., & Biswick, T. (2017). Synthesis and characterization of low-cost activated carbon prepared from Malawian baobab fruit shells by H₃PO₄ activation for removal of Cu (II) ions: Equilibrium and kinetics studies. *Applied Water Science*, 7, 4301–4319. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0573-x>
- Daifullah, A. A. M., Girgis, B. S., & Gad, H. M. H. (2004). A study of the factors affecting the removal of humic acid by activated carbon prepared from biomass material. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 235, 1–10.
- Yadav, D., Kapur, M., Kumar, P., & Mondal, M. K. (2015). Adsorptive removal of phosphate from aqueous solution using rice husk and fruit juice residue. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.09.005>
- Hamdaoui, O., & Naffrechoux, E. (2007). Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon. Part II: Models with more than two parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 401–411.
- Yang, R. T. (1998). Gas separation by adsorption processes. Imperial College Press.
- Kumar, K. V., & Sivanesan, S. (2006). Isotherm parameters for basic dyes onto activated carbon: Comparison of linear and nonlinear methods. *Journal of Hazardous Materials*, 129, 147–150.
- Guo, L., Yu, H., Kharbach, M., Wang, J., & Niu, W. (2021). Biochar improves soil–tomato plant, tomato production, and economic benefits under reduced nitrogen application in northwestern China. *Plants*, 10(4), 759. <https://www.mdpi.com/2223-7747/10/4/759>
- Mokrzycki, J., Michalak, I., & Rutkowski, P. (2021). Tomato green waste biochars as sustainable trivalent chromium sorbents. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-07373-3>
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>

- Giles, C. H., Smith, D., & Huitson, A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47(3), 755–765. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5)
- Hua, Z., Pan, Y., & Hong, Q. (2023). Adsorption of Congo red dye in water by orange peel biochar modified with CTAB. *RSC Advances*, 13(18), 12502–12508. <https://doi.org/10.1039/d3ra01444d>
- Islam, T., Repon, M., Islam, T., Sarwar, Z., & Rahman, M. M. (2023). Impact of textile dyes on health and ecosystem: A review of structure, causes, and potential solutions. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 9207–9242. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24398-3>
- Zena T Omrana, Fatimah Abdul Razzak Mageeda and Shatha Abd Al-Jabbara. Removal of rhodamine dye from aqueous solution using white egg shell as low-cost adsorbent. *International Journal of Science and Research Archive*, 2025, 14(01), 519–524. Article DOI: <https://doi.org/10.30574/ijrsra.2025.14.1.0133>.
- Xiao, W., Garba, Z. N., Sun, S., Lawan, I., Wang, L., Lin, M., & Yuan, Z. (2020). Preparation and evaluation of an effective activated carbon from white sugar for the adsorption of Rhodamine B dye. *Journal of Cleaner Production*, 253, 119989. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.119989>
- Mousavi, S. A., Kamarehie, B., Almasi, A., Safari, Y., & Jafari, A. (2023). Removal of Rhodamine B from aqueous solution by stalk corn activated carbon: Adsorption and kinetic study. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13, 7927–7936. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01628-1>
- Mohammadi, M., Hassani, A. J., Mohamed, A. R., & Najafpour, G. D. (2010). Removal of Rhodamine B from aqueous solution using palm shell-based activated carbon: Adsorption and kinetic studies. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 55(12), 5777–5785. <https://doi.org/10.1021/je100730a>
- Inyinbor, A. A., Adekola, F. A., & Olatunji, G. A. (2016). Kinetics, isotherms and thermodynamic modeling of liquid phase adsorption of Rhodamine B dye onto *Raphia hookerie* fruit epicarp. *Water Resources and Industry*, 15, 14–27. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.06.001>
- Lafi, R., Montasser, I., & Hafiane, A. (2018). Adsorption of Congo Red dye from aqueous solutions by prepared activated carbon with oxygen-containing functional groups and its regeneration. *Adsorption Science & Technology*, 37(1–2), 160–181. <https://doi.org/10.1177/0263617418819227>
- Yek, P. N. Y., Peng, W., Wong, C. C., Liew, R. K., Ho, Y. L., Wan Mahari, W. A., Azwar, E., Yuan, T. Q., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Sonne, C., & Lam, S. S. (2020). Engineered biochar via microwave CO₂ and steam pyrolysis to treat carcinogenic Congo red dye. *Journal of Hazardous Materials*, 395, Article 122636. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122636>
- Ausavasukhi, A., Kampoosaen, C., & Kengnok, O. (2016). Adsorption characteristics of Congo Red on carbonized Leonardite. *Journal of Cleaner Production*, 134, 506–514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.034>

- Prajapati, M., & Mondal, P. (2022). Onion peel-based nanocomposite biochar for removal of Congo Red. *Journal of Molecular Liquids*, 362, 119781. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.118161>
- Huang, X., Yu, F., Peng, Q., & Huang, Y. (2018). Superb adsorption capacity of biochar derived from leather shavings for Congo red. *RSC Advances*, 8(52), 29781–29788. <https://doi.org/10.1039/C8RA06370B>
- Xu, W., Cai, B., Zhang, X., Zhang, Y., Zhang, Y., & Peng, H. (2024). The biochar derived from pecan shells for the removal of Congo red: The effects of temperature and heating rate. *Molecules*, 29(23), 5532. <https://doi.org/10.3390/molecules29235532>
- Hua, Z., Pan, Y., & Hong, Q. (2023). Adsorption of Congo red dye in water by orange peel biochar modified with CTAB. *RSC Advances*, 13(18), 12502–12508. <https://doi.org/10.1039/D3RA01444D>
- Greanga, M. (2004). Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables.
- Allé, P. H., Fanou, G. D., Robert, D., & Houssou, B. (2020). Photocatalytic degradation of Rhodamine B dye with TiO₂ immobilized on SiC foam using full factorial design. *Applied Water Science*, 10, 207. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01282-4>
- Jabar, J. M., Odusote, Y. A., Alabi, K. A., & Bello, T. S. (2020). Kinetics and mechanisms of Congo-red dye removal from aqueous solution using activated *Moringa oleifera* seed coat as adsorbent. *Applied Water Science*, 10, 136. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01221-3>
- Chebbi, M., Ounoki, S., Youcef, L., & Amrane, A. (2023). Synthesis and characterization of pine cones biochar for the removal of an antibiotic (metronidazole) from aqueous solutions. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2023.06.023>
- Soudani, A., Youcef, L., Bulgariu, L., Youcef, S., Toumi, K., & Soudani, N. (2022). Characterizing and modeling of oak fruit shells biochar as an adsorbent for the removal of Cu, Cd, and Zn in single and in competitive systems. *Chemical Engineering Research and Design*, 188, 972–987. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.10.009>
- Adibmehr, M., & Faghihian, H. (2018). Magnetization and functionalization of activated carbon prepared by oak shell biowaste for removal of Pb²⁺ from aqueous solutions. *Chemical Engineering Communications*, 205(4), 519–532. <https://doi.org/10.1080/00986445.2017.1404461>
- Chebbi, M., Youcef, S., Youcef, L., Soudani, A., Dridi, C., Sahli, A., Houchet, A., & Deroues, C. (2024). Single and combined treatment processes for rhodamine B removal by coagulation–flocculation and adsorption. *RSC Advances*, 14(51), 37833–37845. <https://doi.org/10.1039/d4ra06882c>
- Youcef, S., Chebbi, M., Youcef, L., Bouaziz, M. G., Soudani, A., Sahli, A., & Deroues, C. (2025). Chemical oxygen demand (COD) reduction in wastewater from the textile industry by coagulation–flocculation and adsorption. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 536. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13987-7>

- Yakout, S., & El-Deen, G. S. (2016). Characterization of activated carbon prepared by phosphoric acid activation of olive stones. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, S1155–S1162. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.12.002>
- Fdez-Sanromán, A., Pazos, M., Rosales, E., & Sanromán, M. A. (2020). Unravelling the environmental application of biochar as low-cost biosorbent: A review. *Applied Sciences*, 10(21), 7810. <https://doi.org/10.3390/app10217810>
- Sudan, S., Kaushal, J., & Khajuria, A. (2024). Efficient adsorption of anionic dye (Congo red) using copper-carbon dots doped magnetic biochar: Kinetic, isothermal, and regeneration studies. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 26, 481–497. <https://doi.org/10.1007/s10098-023-02621-0>
- Memento. techniques de l'eau (1989) Tome1.dégrément.eddition du cinquantenaire.9eme ED.France .
- Xiao, W., Garba, Z. N., Sun, S., Lawan, I., Wang, L., Lin, M., & Yuan, Z. (2020). Preparation and evaluation of an effective activated carbon from white sugar for the adsorption of rhodamine B dye. *Journal of Cleaner Production*, 119989. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.119989>
- Günay, A., Ersoy, B., Dikmen, S., & Evcin, A. (2013). Investigation of equilibrium, kinetic, thermodynamic and mechanism of Basic Blue 16 adsorption by montmorillonitic clay. *Adsorption*, 19, 757–768. <https://doi.org/10.1007/s10450-013-9509-4>
- Tran, H. N., You, S. J., Hosseini-Bandegharai, A., & Chao, H. P. (2017). Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. *Water Research*, 120, 88–116. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014>
- Freundlich, H. M. F. (1906). Over the adsorption in solution. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, 57A, 385–470. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>
- Behera, A. K., Shadangi, K. P., & Sarangi, P. K. (2024). Efficient removal of Rhodamine B dye using biochar as an adsorbent: Study the performance, kinetics, thermodynamics, adsorption isotherms and its reusability. *Chemosphere*, 354, 141702. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141702>
- Bhakta, A. K., Znaidi, L., Blanc, E., Challab, N., Decorse, P., Gonzalez, A. A., Vrel, D., Ammar, S., & Prasanna, S. (2025). Maple wood biochar-supported nickel nanoparticles: One pot synthesis for simultaneous removal of cationic and anionic dye mixture. *Next Sustainability*, 6, 100124. <https://doi.org/10.1016/j.nxsust.2025.100124>
- Hamad, N., Galhoum, A. A., Saad, A., & Wageh, S. (2024). Efficient adsorption of cationic and anionic dyes using hydrochar nanoparticles prepared from orange peel. *Journal of Molecular Liquids*, 409, 125349. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.125349>
- Aichour, A., Zaghouane-Boudiaf, H., & Khodja, H. D. (2022). Highly efficient removal of anionic dye from aqueous medium using a promising biochar derived from date palm petioles: Characterization, adsorption properties and reuse studies. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(1), 103542. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103542>
- Kim, H. J., Han, J. W., Yu, J. H., Jun, B.-M., & Chon, K. (2025). Adsorption of charged synthetic organic dyes by pine nut husk biochars modified with hydroxyapatite:

- Adsorption mechanisms and reusability. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100970. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100970>
- Tran, H. N., You, S.-J., Nguyen, T. V., & Chao, H.-P. (2017). Insight into the adsorption mechanism of cationic dye onto biosorbents derived from agricultural wastes. *Chemical Engineering Communications*, 204(9), 1020–1036. <https://doi.org/10.1080/00986445.2017.1336090>
 - Kosmulski, M. (2023). The pH dependent surface charging and points of zero charge. X. Update. *Advances in Colloid and Interface Science*, 319, 102973. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2023.102973>
 - Kayranli, B., Bilen, M., Seckin, I. Y., Yilmaz, T., Dinc, A., Akkurt, F., & Simsek, H. (2024). Peanut shell biochar for Rhodamine B removal: Efficiency, desorption, and reusability. *Chemosphere*, 364, 143056. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143056>
 - Cruz-Lopes, L., Macena, M., Esteves, B., & Santos-Vieira, I. (2022). Lignocellulosic Materials Used as Biosorbents for the Capture of Nickel (II) in Aqueous Solution. *Applied Sciences*, 12(2), 933. <https://doi.org/10.3390/app12020933>
 - Plazinski, W., & Rudzinski, W. (2009). Kinetics of Adsorption at Solid/Solution Interfaces Controlled by Intraparticle Diffusion: A Theoretical Analysis. *Journal of Physical Chemistry C*, 113(28), 12495–12501. <https://doi.org/10.1021/JP902914Z>
 - Ma, S., He, Z., Liu, H., & Pei, X. (2024). A revisit on intraparticle diffusion models with analytical solutions: Underlying assumption, application scope and solving method. *Journal of Water Process Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105241>
 - Saleh, T. A., Siddiqui, M. N., & Al-Arfaj, A. A. (2016). Kinetic and intraparticle diffusion studies of carbon nanotubes-titania for desulfurization of fuels. *Petroleum Science and Technology*, 34(16), 1468–1474. <https://doi.org/10.1080/10916466.2016.1202972>