

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed Khider –Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie civil et d'Hydraulique
Référence :/2024



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع...../2024

Mémoire de Master

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Thème

**Traitement d'un rejet liquide de l'industrie du textile par
coagulation-floculation, adsorption et par combinaison des
deux techniques**

Nom et Prénom de l'étudiant :
DEROUES Chaima

Encadreur : Pr. YUCEF Leila
Co-Encadreur : CHEBBI Meriem

Année universitaire : 2023 - 2024

Remerciements

Avant tout, je remercie Dieu de m'avoir accordé la force, le courage et la patience de pouvoir accomplir ce travail.

*Ce travail a été réalisé au laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface (LARHYSS), à l'université Mohamed Khider de Biskra sous la direction de Mme **Saadia GUERGAZI**, professeur à l'université de Mohamed Khider Biskra.*

*Je tiens tout d'abord à remercier mon encadreur Mme **LeilaYOUCEF**, professeur à l'Université de Mohamed Khider Biskra, pour l'intérêt qu'elle a accordé à mes travaux de recherche, pour son aide précieuse, pour le temps qu'elle a bien voulu me consacrer et pour le fait de n'avoir ménagé aucun effort à mettre à ma disposition tous les moyens nécessaires à la réalisation de ce travail.*

*Mes remerciements s'adressent également à Melle **Meriem CHEBBI**, Doctorante au Département d'Hydraulique à l'Université de Biskra, pour son aide précieuse dans la contribution de la réalisation de ce travail.*

Mes vifs remerciements vont également aux membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'évaluer mon travail.

Je tiens à remercier tous les enseignants du Département d'Hydraulique à l'Université de Biskra qui ont contribué efficacement à ma formation.

Enfin, je remercie, tous mes amis et mes collègues, toutes les personnes qui m'ont encouragé et soutenu de près ou de loin durant la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce travail en signe de respect, d'amour et de reconnaissance à :

*La mémoire de mon cher père qui est toujours présent dans
mon cœur.*

*La source de tendresse, de patience, de sacrifices et de générosité, ma
chère mère.*

Mon chère frère Brahim.

Mes précieuses sœurs :

Meriem, Nadjah et Nihad.

Mes amis et tous mes collègues.

Et à tous ceux qui m'ont encouragé au long de mes études.

Chaima

Résumé

L'objectif de ce présent travail a été de tester l'efficacité du traitement de coagulation-floculation au chlorure ferrique (FeCl_3) et d'adsorption sur un biochar (BNO) préparé au laboratoire et leur combinaison sur le traitement des eaux usées de l'industrie du textile.

Par coagulation-floculation, l'augmentation de la dose de FeCl_3 a entraîné une amélioration significative de l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la turbidité de l'eau usée. La valeur de la DCO ($1520 \text{ mg O}_2/\text{L}$) a diminué avec l'augmentation de la dose du coagulant jusqu'à une valeur de 240 mg/L , correspondant à une dose optimale du FeCl_3 de l'ordre de 2500 mg/L . Le rendement de réduction de la DCO est faible à pH acide et augmente avec l'augmentation du pH. Lors de l'application de l'adsorption sur le biochar, après 5 heures d'agitation, le rendement de réduction de la DCO a été de $84,21 \%$. L'application des modèles cinétique a confirmé que l'adsorption chimique des polluants présentés par la DCO à la surface de BNO a été prédominante. L'efficacité de l'élimination de la DCO a été significativement influencée par la dose de l'adsorbant et du pH initial de la solution. La combinaison des deux procédés en commençant par la coagulation-floculation suivie par l'adsorption sur BNO a été une technique rentable. Ce résultat satisfaisant a été basé sur le fait que cette combinaison permet d'utiliser une plus faible dose du coagulant et de l'adsorbant par rapport à ceux nécessaires lors du traitement avec chaque procédé seul. L'application des mêmes techniques sur un colorant utilisé dans l'industrie du textile (Rhodamine B), a confirmé l'effet efficace de cette application sur l'élimination d'un polluant parmi les polluants qui peuvent être présents dans les eaux usées provenant de l'industrie du textile.

Mots clés : Eaux usées, Colorant, Coagulation-Floculation, Chlorure ferrique, Adsorption, Traitement de combinaison.

Abstract

The aim of this work was to test the effectiveness of the treatment of coagulation-flocculation using ferric chloride (FeCl_3) and adsorption on a biochar (BNO) prepared in the laboratory and their combination on the treatment of wastewater from the textile industry. By coagulation-flocculation, increasing the dose of FeCl_3 resulted in a significant improvement in chemical oxygen demand (COD) removal and turbidity of wastewater. The COD value ($1520 \text{ mg O}_2/\text{L}$) decreased as the coagulant dose increased, reaching a value of 240 mg/L corresponding to an optimum FeCl_3 dose of around 2500 mg/L . The COD reduction efficiency is low at acid pH and increases with increasing pH. When adsorption was applied to the biochar after 5 hours of agitation, the COD reduction efficiency was 84.21% . Application of the kinetic models confirmed that chemical adsorption of the pollutants presented by the COD on the surface of BNO was predominant. The removal efficiency of COD was significantly influenced by the dose of adsorbent and the initial pH of the solution. Combining the two processes, starting with coagulation-flocculation followed by adsorption on BNO, were a cost-effective technique. This satisfactory result was based on the fact that this combination enables a lower dose of coagulant and adsorbent to be used than that required when treating by each process alone. Applying the same techniques to a dye used in the textile industry (Rhodamine B), has confirmed the effective effect of this application on the removal of one of the pollutants that can be present in wastewater from the textile industry.

Key words: Wastewater, Dye, Coagulation-Flocculation, Ferric chloride, Adsorption, Combination treatment.

ملخص

كان الهدف من هذا العمل هو اختبار فعالية المعالجة بالتخثر والتكتل باستخدام كلوريد الحديد الثلاثي ($FeCl_3$) والامتزاز على الفحم (BNO) المحضر في المختبر، والجمع بينهما، على معالجة مياه الصرف الناتج عن صناعة النسيج. عن طريق التخثر والتكتل، أدت زيادة جرعة $FeCl_3$ إلى تحسن كبير في التخلص من الطلب الكيميائي على الأكسجين (COD) ودرجة العكارة في مياه الصرف الصحي. انخفضت قيمة COD (1520 مغ/لتر) مع زيادة كمية مادة التخثر، لتصل إلى قيمة 240 مغ/لتر، المقابلة لكمية مثلى من $FeCl_3$ تبلغ حوالي 2500 مغ/لتر. تكون كفاءة التقليل من COD منخفضة عند الأس الهيدروجيني الحمضي وتزداد مع زيادة الأس الهيدروجيني. عندما تم تطبيق الامتزاز على الفحم، بعد 5 ساعات من المزج، كانت كفاءة تقليل COD 84.21%. أكد تطبيق نماذج الحركة أن الامتزاز الكيميائي للملوثات التي تتمثل في COD على سطح BNO كان هو السائد. كان الجمع بين العمليتين، بدءًا من التخثر والتكتل متبوعًا بالامتزاز على BNO، تقنية فعالة.

وقد استندت هذه النتيجة المرضية إلى كون هذا الجمع بين العمليتين يتيح استخدام مقدار من المادة المخثرة والممتزة أقل من الجرعة المطلوبة عند المعالجة بكل عملية بمفردها. وقد أكد تطبيق نفس التقنيات على صبغة مستخدمة في صناعة النسيج (رودامين ب)، التأثير الفعال لهذا التطبيق على التخلص من أحد الملوثات التي يمكن أن تكون موجودة في مياه الصرف الصحي لصناعة النسيج.

كلمات مفتاحية: مياه الصرف ، الصبغة، التخثر-التكتل، كلوريد الحديد الثلاثي، الامتزاز ، المعالجة المركبة.

Sommaire

Sommaire

Remerciement

Dédicace

Résumé

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale 1

<i>Partie bibliographique</i>		
N°	Titre	Page
<i>Chapitre I : Synthèse bibliographique sur la pollution produite par les colorants de l'industrie du textile</i>		
I.1	Introduction	3
I.2	Caractéristiques physico-chimiques des rejets liquides de l'industrie du textile	3
I.2.1	Température	3
I.2.2	pH	3
I.2.3	Conductivité	4
I.2.4	Turbidité	4
I.2.5	Demande chimique en oxygène (DCO)	5
I.2.6	Demande biologique en oxygène (DBO)	5
I.2.7	Matières en suspension (MES)	5
I.2.8	Métaux lourds	6
I.2.9	Oxygène dissous (OD)	6
I.2.10	Total des solides dissous (TDS)	7
I.2.11	La couleur	7
I.2.11.1	Les colorants textiles	7
I.2.11.12	Impact des colorants textile sur l'environnement	8

I.3	Paramètres physique- chimiques de l'eau affectés selon l'unité de traitement du textile	8
I.4	Normes fixées pour les effluents liquides de l'industrie du textile	9
I.5	Pollution produite par l'industrie du textile	10
I.5.1	Pollution produite par l'industrie du textile dans le monde	11
I.5.2	Pollution produite par l'industrie du textile en Algérie	12
I.6	Conclusion	14
<i>Chapitre 2 : Traitement des eaux usées de l'industrie du textile</i>		
II.1	Introduction	15
II.2	Techniques de traitement des eaux usées de l'industrie du textile	15
II.2.1	Méthodes de traitements chimiques	16
II.2.2	Les processus biologiques	17
II.2.3	Méthodes physique-chimiques	17
II.3	Synthèse sur les travaux réalisés par coagulation floculation	18
II.3.1	Principe de la coagulation floculation	18
II.3.2	Paramètres influençant la coagulation floculation	21
II.3.2.1	Alcalinité	21
II.3.2.2	Valeur du pH	21
II.3.2.3	Dose de coagulant	22
II.3.2.4	Turbidité	22
II.3.2.5	Potentiel zêta	22
II.3.2.6	Affinité des colloïdes pour l'eau	22
II.3.2.7	Température	22
II.3.2.8	Concentration et composition ionique (cations et anions en solution)	23
II.3.3	Résultats des travaux antérieurs sur le traitement des eaux usées de l'industrie du textile	23
II.4	Synthèse sur les travaux réalisés par adsorption par utilisation des biochars et des charbons actifs	24

II.4.1	Principe de l'adsorption	24
II.4.2	Définition des biochars et des charbons actifs	25
II.4.3	Modélisation de la cinétique et des isothermes d'adsorption	27
II.4.3.1	Modélisation de la cinétique	27
II.4.3.1.1	Modèle pseudo premier ordre (PPO)	27
II.4.3.1.2	Modèle pseudo second ordre (PSO)	27
II.4.3.1.3	Modèle de diffusion intra particulaire	28
II.4.3.2	Modélisation des isothermes d'adsorption	28
II.4.3.2.1	Isotherme de Langmuir	28
II.4.3.2.2	Isotherme de Freundlich	29
II.4.4	Résultats des travaux antérieurs sur le traitement des eaux usées de l'industrie du textile	30
II.5	Le traitement combiné coagulation floculation suivi par l'adsorption	30
II.6	Conclusion	31
<i>Partie II : Partie expérimentale</i>		
<i>Chapitre I : Matériels et Méthodes</i>		
I.1	Introduction	32
I.2	Solution mère du coagulant	32
I.3	Solution mère du colorant (Rhodamine B)	32
I.4	Lieu de prélèvement et caractéristiques physico-chimiques de l'eau traitée	33
I.5	Préparation et caractéristiques de l'adsorbant utilisé	35
I.5.1	Préparation de l'adsorbant utilisé	35
I.5.2	Caractéristiques de l'adsorbant utilisé	36
I.6	Détermination des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau	36
I.6.1	pH	36
I.6.2	Conductivité	37

I.6.3	Titre alcalimétrique complet (T.A.C)	37
I.6.4	Titre hydrométrique (TH)	37
I.6.5	Dosage du calcium	38
I.6.6	Mesure du Magnésium	38
I.6.7	Dosage des chlorures	38
I.6.8	Dosage des ions SO_4^{2-}	38
I.6.9	Mesure de la turbidité	38
I.6.10	Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO_5)	39
I.6.11	Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)	40
I.7	Méthode de dosage du Rhodamine B dans les échantillons d'eau	40
I.8	Description des essais de traitement	42
I.8.1	Essais de coagulation-floculation	42
I.8.2	Essais d'adsorption	43
I.8.3	Essais de combinaison coagulation-floculation- adsorption	44
I.9	Conclusion	46
<i>Chapitre II : Résultats et discussion</i>		
II.1	Introduction	47
II.2	Résultats des essais de coagulation et d'adsorption des eaux du rejet textile	47
II.2.1	Résultats des essais de coagulation floculation	47
II.2.1.1	Effet de la dose du coagulant	47
II.2.1.2	Effet du pH	50
II.2.2	Résultats des essais d'adsorption	52
II.2.2.1	Cinétique d'adsorption	52
II.2.2.2	Effet de la dose de l'adsorbant et du pH	54
II.2.3	Résultat des essais combinaison Coagulation- floculation/Adsorption	56
II.3	Résultats des essais de traitement d'un colorant utilisé dans l'industrie du textile	58

II.4	Conclusion	60
	Conclusion générale	61
	Références bibliographiques	63

Listes des figures

N°	Titre	Page
Figure 1	Impacts directs et indirects des colorants textiles	8
Figure 2	Pollution des eaux causée par l'industrie textile	12
Figure 3	Répartition des unités de l'Algérienne des textiles (TEXALG) en Algérie	12
Figure 4	Les technologies de traitements des colorants dans les rejets textiles	16
Figure 5	Distribution du potentiel électrique autour d'un colloïde chargé négativement	19
Figure 6	Mécanismes de la coagulation floculation	19
Figure 7	Principaux paramètres affectant le processus de coagulation/floculation	21
Figure 8	Schéma du phénomène d'adsorption dans un milieu poreux	25
Figure 9	Schéma des étapes de production de charbons actifs, à partir de biomasse et de charbon, par activation physique ou chimique	26
Figure 10	Présentation schématique de la structure des pores et des groupes fonctionnels de surface du charbon	27
Figure 11	Solution mère du coagulant utilisé	32
Figure 12	Solution mère du Rhodamine B	33
Figure 13	Situation du complexe TIFIB dans la zone industrielle de la ville de Biskra	34
Figure 14	Départements tissage et finissage du complexe TIFIB	34
Figure 15	Analyse des groupement fonctionnels sur le spectre FTIR du BNO	36
Figure 16	PH mètre utilisé au cours des essais	37
Figure 17	Conductimètre utilisé pour la mesure de la conductivité des échantillons d'eau	37
Figure 18	PALINTEST 5000 utilisé pour le dosage des ions sulfates	38
Figure 19	Turbidimètre (Turb 550IR) utilisé pour la détermination de la turbidité des échantillons.	39
Figure 20	Appareillage utilisé pour la mesure de la DBO ₅	39
Figure 21	Introduction des réactifs (Réactif de digestion et la solution catalytique)	40
Figure 22	Spectrophotomètre utilisé pour le dosage du Rhodamine B et la série des solutions étalons.	41

Figure 23	Exemple d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du RhodamineB	42
Figure 24	Floculateur utilisé pour les essais de coagulation-floculation	43
Figure 25	Etapes des essais d'adsorption	44
Figure 26	Schéma explicatif du déroulement des essais de combinaison coagulation-floculation/adsorption (Eau de rejet).	45
Figure 27	Schéma explicatif du déroulement des essais de combinaison coagulation-floculation/adsorption (RhodamineB).	45
Figure 28	Evolution de (a) la DCO, (b) du rendement d'élimination de la DCO, (c) de la turbidité, (d) du pH et de la conductivité, en fonction de la dose du coagulant (FeCl_3)	49
Figure 29	Couleur des échantillons d'eau traitée après ajout des doses variables du FeCl_3	50
Figure 30	Evolution du rendement de l'élimination de la DCO en fonction de la variation du pH initial de l'eau de rejet	51
Figure 31	Spéciation du fer (III) en fonction du pH pour une solution de FeCl_3	51
Figure 32	Couleurs des échantillons traités avec 100 mg/L de FeCl_3 en fonction du pH initial de la solution.	52
Figure 33	(a) Evolution du rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps d'agitation. (b) Données expérimentales et ajustement non linéaire des modèles PPO, PSO et Elovich pour la DCO (DCO initiale = 1520 mg/L; BNO = 4 g/L ; T= 20 °C)	53
Figure 34	Mécanismes possibles d'adsorption des ions métalliques et de la matière organique sur le biochar.	54
Figure 35	Evolution des rendement d'élimination de la DCO en fonction (a) de la dose de l'adsorbant (BNO), (b) du pH initial des solutions traitées (temps de contact = 4h ; T= 20 °C)	56
Figure 36	Comparaison entre les rendements d'élimination de la DCO par coagulation-floculation, par adsorption et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption.	57
Figure 37	Comparaison des valeurs finales de la DCO après traitement par coagulation-floculation, et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption avec la valeur limite imposé en Algérie pour les rejets liquides de l'industrie du textile	58
Figure 38	Couleur des échantillons d'eau traitée après coagulation floculation seule et après essais de combinaison (Coagulation – floculation/Adsorption)	58
Figure 39	Evolution du rendement d'élimination du Rhodamine B (a) en fonction de la dose du biochar (BNO) (b) en fonction de la dose du coagulant (FeCl_3)	59
Figure 40	Comparaison entre les rendements d'élimination du Rhodamine B par coagulation-floculation, par adsorption et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption	60

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
Tableau 1	Produits chimiques typiques utilisés et caractéristiques des eaux usées provenant de différentes unités de traitement des textiles	9
Tableau 2	Caractéristiques typiques des effluents textiles et les normes algériennes	10
Tableau 3	Travaux sur le traitement des eaux usées de l'industrie textile par coagulationfloculation	24
Tableau 4	Travaux sur le traitement des eaux usées de l'industrie textile par l'adsorption	30
Tableau 5	Propriété physicochimique du Rhodamine B	33
Tableau 6	Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de rejet du complexe TIFIB-Biskra	35
Tableau 7	Donnée d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du RhodamineB.	41
Tableau 8	Résultats optima des travaux similaires concernant l'élimination de la DCO et de la turbidité des eaux de rejets de l'industrie du textile par utilisation de FeCl ₃	48
Tableau 9	Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption (PPO, PSO et Elovich) pour les paramètres représentés par la DCO sur BNO (DCO initiale = 1520 mg/L ; adsorbant = 4 g/L).	53

Liste des abréviations

LARHYSS	Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface
TIFIB	Tissage et Finissage - Complexe de l'industrie de textile dans la zone industrielle de la ville de Biskra
DCO	Demande chimique en oxygène (mgO_2/L)
Rhodamine B	Colorant- Composé organique
BNO	Biochar à base de noyaux d'olive
FeCl_3	Chlorure ferrique, utilisé comme coagulant
pH	Potentiel d'Hydrogène
Abs	Absorbance
R(%)	Rendement d'élimination du polluant en %
PPO	Modèle cinétique du Pseudo-premier-ordre
PSO	Modèle cinétique du Pseudo-second-ordre
R^2	Coefficient de détermination, obtenu après ajustement des modèles empiriques aux points expérimentaux
$q_{e,calc}$	Quantité de l'adsorption du polluant par gramme de l'adsorbant, obtenue à partir de l'application du modèle
$q_{e,exp}$	Quantité du polluant adsorbée à l'équilibre par gramme de l'adsorbant, obtenue expérimentalement

Introduction générale

Introduction générale

La qualité de l'eau, à travers l'histoire, a été un facteur important pour assurer le bien-être humain. Actuellement, un des problèmes environnementaux les plus graves est la pollution de l'hydrosphère, qui est menacée, pour une grande part, par l'activité humaine. Dans les pays développés et ceux en voie de développement, la qualité de cet élément vital est en détérioration à cause des déchets des industries chimiques déversés dans la nature.

Le secteur textile est l'une des plus grandes industries au monde. Cependant, il émet des niveaux élevés de colorants, de composants métalliques dangereux et de produits chimiques dans les eaux usées rejetées (Kadhom et al., 2020).

Les colorants utilisés dans les textiles sont classés en deux catégories : les colorants naturels et les colorants synthétiques. Avant le milieu du 19^e siècle, les colorants étaient dérivés de matières premières telles que la racine de betterave. En règle générale, les colorants naturels sont dérivés de plantes et de minéraux (Amalina et al., 2022). Ils sont généralement moins allergisants et toxiques que les colorants synthétiques produisent des substances biodégradables synthétiques et produisent des effluents biodégradables (Benkhaya et al., 2020). Les colorants synthétiques sont généralement classés en fonction de leur utilisation, de leur structure chimique, de leur forme ionique, de leur état de solution, etc. structure chimique, les formes ioniques, l'état de la solution et la couleur (Chen et al., 2019).

Diverses techniques de traitement qui incluent des processus physiques comme l'adsorption et la filtration sur membrane (Ji et al., 2019 ; Sharma et al., 2019), des processus chimiques comme l'électrochimie, la coagulation (Dotto et al., 2019 ; GilPavas et al., 2017, 2019 ; Adachi et al., 2023) et des processus biologiques tels que l'utilisation de bactéries comme les acidobactéries (Xie et al., 2018 ; Zhang et al., 2019) ont été utilisés pour le traitement de différents colorants et eaux usées textiles.

Bien que les technologies de traitement aient montré des efficacités d'élimination prometteuses, elles présentent néanmoins leurs propres inconvénients, tels que des coûts d'exploitation élevés, une production élevée de boues, une durée de fonctionnement plus longue et la nécessité d'une main-d'œuvre qualifiée.

En comparant les différentes techniques, il a été constaté que les procédés de coagulation et d'adsorption nécessitent des opérations simples et moins coûteuses et nécessitent moins de surveillance. Par conséquent, un processus de traitement favorable pourrait être une combinaison des deux processus pour rendre l'eau réutilisable et résoudre les problèmes liés à l'élimination des boues (Karam et al., 2021 ; Raj et al., 2023). Les méthodes combinées

Introduction générale

peuvent être utilisées de manière complémentaire, de façon à compenser les déficiences des processus lorsqu'ils sont appliqués de manière isolée (Faria et al., 2005 ; Choo et al., 2007 ; Furlan et al., 2010).

Dans ce contexte, l'objectif de ce présent travail est d'étudier l'efficacité de deux procédés physico-chimiques : coagulation-floculation, adsorption et leur combinaison sur le traitement des eaux usées de l'industrie du textile. Une application des essais réalisés sur les eaux de rejets sera faite pour un colorant utilisé dans l'industrie du textile (Rhodamine B). Ceci afin de suivre l'effet de cette application sur un polluant parmi les polluants qui peuvent être présents dans le rejet liquide de l'industrie du textile.

Afin d'atteindre les objectifs visés par la présente étude, nous avons divisé notre travail en deux parties.

La partie théorique sera présentée en deux chapitres :

- Dans le premier chapitre, une synthèse bibliographique sur la pollution produite par l'industrie du textile sera exposée.
- Au deuxième chapitre, une idée générale sera donnée sur les techniques de traitement des eaux usées de l'industrie du textile. Des détails seront dévoilés sur deux procédés étant la coagulation-floculation et l'adsorption.

La partie pratique comportera deux autres chapitres :

- Le premier chapitre sera consacré à la présentation du matériel et les différentes méthodes analytiques utilisées dans les analyses de l'eau et les essais de coagulation floculation et d'adsorption. Ainsi que des essais de combinaison coagulation-floculation/adsorption.
- Dans le deuxième chapitre on va présenter les résultats obtenus lors de cette étude ainsi que leurs interprétations.

Et notre travail sera clôturé par une conclusion suivie par des perspectives pour les travaux futurs.

Partie Bibliographique

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur la pollution produite par l'industrie du textile

I.1 Introduction

Bien que l'industrie textile soit le moteur économique majeur à l'échelle mondiale, elle peut également poser des problèmes majeurs pour l'environnement car elle consomme une quantité d'eau considérable et produit des eaux usées hautement polluées. Elle génère des quantités importantes des eaux usées chargées par les produits chimiques et des colorants, qui attaquent par la suite les écosystèmes aquatiques et l'environnement en générale. Alors, dans ce chapitre on va présenter un état de connaissance de l'état d'art ce qui concerne la qualité physico-chimique de ce type de rejets, ainsi que le type et le taux de pollution produite.

I.2 Caractéristiques physico-chimiques des rejets liquides de l'industrie du textile

Les eaux produites par l'industrie textile sont caractérisées par des propriétés physico-chimiques qui peuvent affecter les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques. Ces propriétés variées en fonction du type d'industrie textile et des pratiques spécifiques de chaque entreprise (Yaseen et Scholz, 2018). Parmi ces caractéristiques on cite : la température, pH, conductivité, turbidité, DCO, DBO₅, MES, Métaux lourds, Oxygène dissous, TAC, TDS et couleur.

I.2.1 Température

Les rejets peuvent être à des températures élevées en raison des processus de lavage ou de teinture, ce qui peut affecter la biodiversité des eaux réceptrices. D'après Abu Bakar et al., (2020), Les températures élevées des eaux entraînent la diminution de la teneur en oxygène dissous, qui est essentielle à la survie du système aquatique, une réduction de la croissance des cultures et des effets délétères sur les organismes aquatiques. En outre, Lokhande et al., (2012) indique que l'augmentation de la température accroît le taux d'activité microbienne et diminue la résistance aux maladies, et qu'il peut devenir un obstacle à la migration des poissons; affecter sérieusement la reproduction des espèces.

I.2.2 pH

pH ou le "potentiel hydrogène", est une mesure de l'activité des ions hydrogène (H⁺) dans une solution. Plus le pH est faible, plus la solution est acide, et plus le pH est élevé, plus la solution est basique (ou alcaline). Les rejets des industries textiles peuvent avoir un pH acide ou basique en fonction des produits chimiques utilisés dans le processus de teinture ou

d'autres procédés. Le pH est régulé à différentes étapes dans les unités de traitement des textiles, pour obtenir de meilleurs résultats. Par ailleurs, la plupart des réactions chimiques qui se produisent dans l'environnement aquatique sont régulées par tout changement de sa valeur en raison de la sensibilité aux variations du pH (Abu Bakar et al., 2020; S. Lokhande et al., 2012). Le pH de l'eau est un paramètre important car il peut déterminer la solubilité et la disponibilité biologique des nutriments, en particulier des métaux tels que le fer. Cependant, le déséquilibre du pH de l'effluent peut perturber les systèmes tampons et le système écologique (Abu Bakar et al., 2020; Mohabansi et al., 2011). En outre, Manikandan et al. (2015) indique que une variation importante du pH des effluents peut affecter le taux de réaction biologique et la survie de divers micro-organismes.

I.2.3 Conductivité

La conductivité électrique (CE) de l'eau est une mesure de la capacité d'une solution à conduire un courant électrique qui dépend de la température de l'eau ainsi que de la présence des ions. C'est un indicateur utile de la salinité ou de la teneur totale en sel des eaux usées. Il sauvant que si les niveaux de conductivité sont élevés, de nombreuses formes de vie aquatique sont affectées, comme la déshydratation de la peau des animaux due aux sels dissous (Abu Bakar et al., 2020). Les valeurs élevées de conductivité électrique dans les eaux sont néfastes pour la croissance des plantes (peut provoquer un stress osmotique au niveau de la zone racinaire des plantes, ce qui rend plus difficile l'absorption de l'eau par la plante pour sa croissance (Manikandan et al., 2015), ils affectent la structure du sol, la perméabilité et l'irrigation. Ces effets négatifs, connus sous le nom de risque de salinité, affectent considérablement la croissance des plantes et le rendement des cultures (Mohabansi et al., 2011).

I.2.4 Turbidité

Les rejets textiles peuvent contenir des colorants non fixés, qui dégradent la coloration de l'eau. Le niveau de turbidité de l'eau dépend de la quantité de matières solides présentes à l'état de suspension. Il s'agit d'une mesure des propriétés d'émission de lumière de l'eau qui indique la qualité des rejets de déchets en ce qui concerne les matières colloïdales (Abu Bakar et al., 2020). La turbidité peut sérieusement affecter la qualité de l'eau dans de nombreuses conditions, comme la réduction de la quantité de lumière reçue pour la croissance des plantes,

et l'endommagement des structures sensibles des branchies chez les poissons et les organismes aquatiques (Abu Bakar et al., 2020).

I.2.5 Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de l'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière minérale oxydable et la matière organique, qu'elle soit biodégradable ou non biodégradable d'une eau (Abu Bakar et al., 2020). Les rejets des eaux usées textiles sont caractérisés par des concentrations élevés de la DCO (Bidu et al., 2021; Dey et Islam, 2015; Yaseen et Scholz, 2018). Les concentrations élevées de DCO dans les systèmes de traitement des eaux usées sont toxiques pour la vie biologique et les environnements aquatiques tels que les plantes aquatiques et les poissons (Abu Bakar et al., 2020).

I.2.6 Demande biologique en oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène est une mesure de la quantité d'oxygène utilisée par les micro-organismes (les bactéries aérobies) dans la dégradation de la matière organique biodégradable. Le niveau élevé de ce paramètre est une indication de la contamination (Mohabansi et al., 2011) et également peut provoquer des conditions d'hypoxie avec des effets néfastes sur le biote aquatique (avoir peu d'oxygène disponible pour les organismes vivants dans les eaux) (Manikandan et al., 2015). Par conséquent, une analyse cohérente de ce paramètre doit être encouragée pour l'effluent de l'industrie textile (Mohabansi et al., 2011).

I.2.7 Matières en suspension (MES)

Les rejets peuvent contenir des particules solides en suspension, telles que des fibres de tissu, des colorants non fixés ou des produits chimiques non utilisés et d'autres contaminants (Abu Bakar et al., 2020). Les matières en suspension peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau en augmentant la turbidité, en réduisant la transparence et en affectant l'écosystème aquatique (Manikandan et al., 2015). L'augmentation des concentrations des métaux lourds dans les sédiments fluviaux pourrait accroître les concentrations de solides en suspension. Pendant la saison sèche, la remise en suspension occasionnelle de la poussière pourrait introduire ces métaux dans l'atmosphère avec les particules. Ils pourraient ainsi constituer des problèmes de santé sous la forme d'une pollution de l'air. Certaines des vapeurs formées ont un fort potentiel de nucléation, devenant ainsi un problème de particules pour l'environnement. Alors,

L'élimination des polluants de ces effluents est le seul moyen sûr de rendre l'environnement plus sûr et cela peut être réalisé par un traitement au niveau requis (Mohabansi et al., 2011).

I.2.8 Métaux lourds

Certains colorants et produits chimiques utilisés dans l'industrie textile contiennent des métaux lourds tels que le plomb, le chrome, le cadmium, le cuivre, le zinc, etc., qui peuvent être présents dans les rejets. Les agents de décapage des teintures, les agents oxydants et le finissage dans les eaux usées textiles proviennent des métaux lourds issus des colorants métalliques complexes. Le cadmium et le cuivre sont largement utilisés pour la production de pigments de couleur des teintures textiles. Le cadmium est l'un des métaux lourds hautement toxiques pour l'homme, les plantes et les animaux lorsqu'il est présent en grandes quantités. Les métaux lourds tels que le zinc, et le cuivre sont des micronutriments essentiels au métabolisme des plantes, mais lorsqu'ils sont présents en excès, ils deviennent extrêmement toxiques. La concentration de zinc dans les eaux usées augmente en raison du processus de fabrication de fibres de rayonne visqueuses et de l'utilisation d'impuretés chimiques dans les industries textiles. Des quantités excessives de zinc peuvent entraîner des dysfonctionnements du système qui se traduisent par une altération de la croissance et de la reproduction (Abu Bakar et al., 2020).

I.2.9 Oxygène dissous (OD)

Est un indice des processus physiques et biologiques dans l'eau et l'un des paramètres les plus importants pour évaluer la qualité de l'eau. L'appauvrissement de l'oxygène dissous dans l'eau est un exemple des effets graves des déchets textiles, car il est essentiel à la vie marine. Les organismes vivants ont besoin d'oxygène car ils oxydent les déchets pour obtenir l'énergie nécessaire à leur croissance. Par conséquent, le contrôle de l'oxygène est nécessaire pour le traitement secondaire ou biologique des eaux usées. Les niveaux d'OD varient en fonction de facteurs tels que la température de l'eau, l'heure de la journée, la saison, la profondeur, l'altitude et le débit. Les effluents textiles non traités peuvent contaminer les eaux souterraines et les masses d'eau, réduire l'oxygène dissous dans l'eau et affecter les écosystèmes aquatiques, ce qui peut indirectement provoquer des changements climatiques (Abu Bakar et al., 2020).

I.2.10 Total des solides dissous (TDS)

TDS des industries textiles font référence à la quantité totale de substances inorganiques et organiques qui sont dissoutes dans l'eau en raison des processus de fabrication textile. Ces substances peuvent inclure des sels, des minéraux, des métaux et des composés organiques. Les niveaux de TDS dans les effluents des industries textiles peuvent varier en fonction des processus spécifiques utilisés et des types de produits chimiques et de colorants impliqués. Les industries textiles présentent une valeur TDS plus élevée que les autres industries, principalement en raison des agents de fixation, de blanchiment, de teinture, etc. utilisés lors du traitement des tissus à différentes étapes (Manikandan et al., 2015). Par conséquent, des valeurs élevées de TDS peuvent être associées à un entartrage excessif des canalisations, ce qui peut provoquer de la corrosion (Mohabansi et al., 2011).

I.2.11 La couleur

Est une mesure de la teinte de l'eau, généralement causée par les colorants utilisés dans le processus de teinture des textiles, il varie selon Plusieurs types des colorants utilisées, leurs concentrations, Le pH, pH de l'eau, la température de l'eau, présence d'autres substances, le temps de séjour et le type de traitement. La couleur est un facteur très important pour la vie aquatique car elle fabrique de la nourriture à partir des rayons du soleil. Cette activité de photosynthèse réduite en raison de la coloration sombre affecte d'autres paramètres comme la température, l'oxygène dessous, DBO et d'autres paramètres (Manikandan et al., 2015).

I.2.11.1 Les colorants textiles

Les colorants, qu'ils soient organiques, naturels ou synthétiques, possèdent la capacité unique de colorer de façon permanente la surface sur laquelle ils sont utilisés. Généralement, les colorants sont composés d'une combinaison de groupes chromophores, d'auxochromes et de structures aromatiques. Ces substances trouvent des applications dans un large éventail d'industries, notamment les textiles, les encres, les peintures, les vernis et même les produits alimentaires. Sous différents noms commerciaux, il existe une vaste gamme d'environ 8 000 colorants chimiques synthétiques distincts.

Ces colorants sont disponibles sous différents états physiques, tels que des poudres, des granulés, des solutions concentrées, des dispersions ou des pâtes (Brevet, 1999).

I.2.11.2 Impact des colorants textiles sur l'environnement

Les colorants textiles peuvent avoir des impacts significatifs sur l'environnement, à la fois directement et indirectement (Slama et al., 2021). Directement, les procédés de teinture peuvent entraîner une pollution de l'eau, de l'air et la génération de déchets solides. Les colorants rejetés dans l'eau peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques, tandis que les émissions atmosphériques peuvent contenir des composés organiques volatils nocifs (Al-Tohamy et al., 2022). Indirectement, la consommation importante d'eau et d'énergie associée à la teinture contribue à la pression sur les ressources naturelles et aux émissions de gaz à effet de serre (Al-Tohamy et al., 2022).

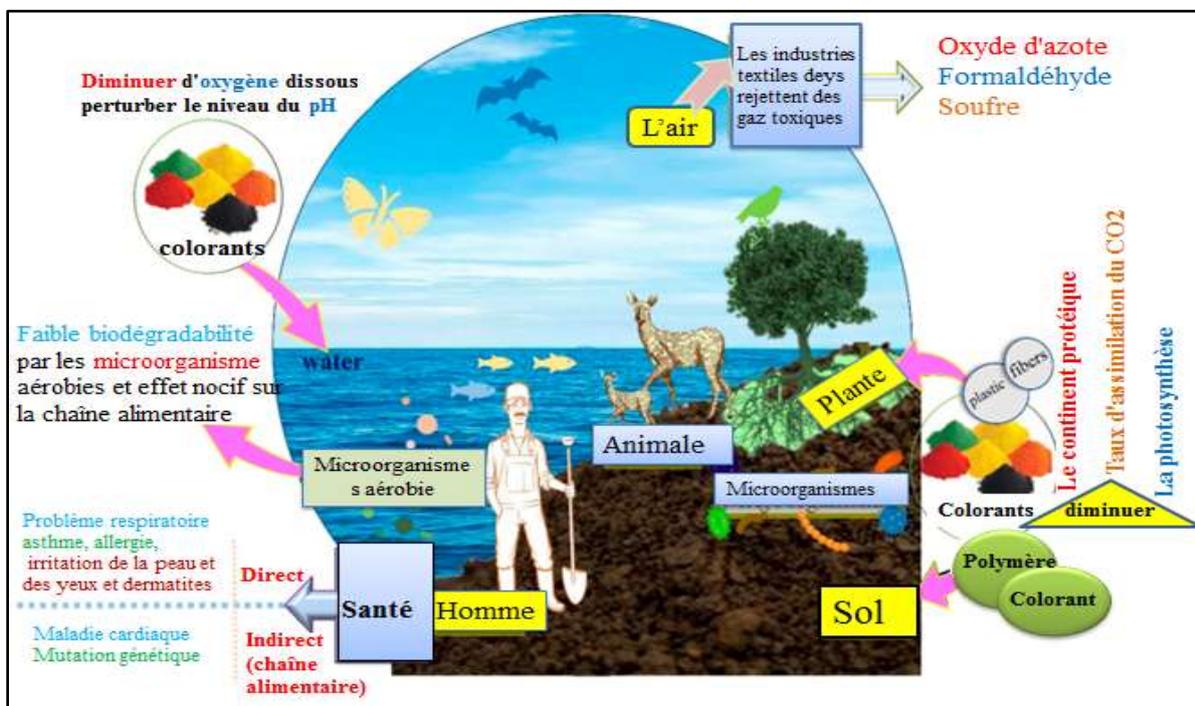


Figure 1 : Impacts directs et indirects des colorants textiles traduit à partir (Slama et al., 2021)

I.3. Paramètres physico-chimiques de l'eau affectés selon l'unité de traitement du textile

Le processus de traitement des eaux usées provenant de l'industrie textile est complexe et implique plusieurs étapes. Ces étapes comprennent le désencollage, le dégraissage, le blanchiment, la mercerisation, l'utilisation d'auxiliaires de teinture, le processus de teinture, l'impression textile et le finissage. Chacune de ces étapes utilise une variété de produits chimiques généraux qui peuvent être sources de pollution lorsqu'ils se retrouvent dans les eaux usées. Le [Tableau.1](#) montre les étapes de traitement textile, les produits utilisés et les paramètres physico-chimiques qui peuvent affecter.

Tableau 1 : Produits chimiques typiques utilisés et caractéristiques des eaux usées provenant de différentes unités de traitement des textiles (Bidu et al., 2021).

Les étapes du processus	Produits chimiques généraux utilisés/sources de polluants tirés de la littérature	Caractéristiques des eaux usées résultant
Le désencollage	Acide acétique, amidon, alcool polyvinylique, enzymes, cire, lubrifiants à base d'ammoniaque	DBO et DCO élevées
Le processus de dégraissage	Hydroxyde de sodium, pectinase, désinfectant, résidus d'insecticide, détergents/surfactants, graisses, huiles, cires, lubrifiants	pH élevé, DCO élevé
L'étape de blanchiment	Hypochlorite de sodium, peroxyde d'hydrogène Peroxyde d'hydrogène, silicate de sodium, stabilisateur organique	pH élevé, DCO élevé
L'étape de mercerisation	Hydroxyde de sodium Ammoniaque liquide	pH élevé
Les auxiliaires de teinture	Sels, agents épaississants, agent hydrofuge, agent mouillant, agent réducteur, agents oxydants	Métaux lourds, DBO élevé, Couleur, DCO élevé Acidité/alcalinité, Solides dissous
Le processus de teinture	Colorants réactifs, colorants indanthrène, colorants dispersés, colorants directs et colorants sulfuriques	Couleur, DCO, Solides dissous, Matières en suspension
L'impression textile	Liant : Formaldéhyde Pâte d'impression : urée, particules en suspension, colorants, métaux complexes Solvants : huiles, épaississants et tensioactif	Matière en suspension élevé, présence des urées et des solvants, couleur, métaux lourds, DCO élevé DCO
Finissage	Unimul APV, urée Résine AA, blanc doux Amino(Silicone), alginate de sodium Seraquest, bicarbonate de sodium, Kunal Blanc	Matière en suspension Solvants, DBO, DCO, résines, cires, composé chloré, acétate

I.4. Normes fixées pour les effluents liquides de l'industrie du textile

En ordre générale, les effluents des industries textiles caractérisées par des propriétés physico-chimiques élevés par rapport ou norme. Le [Tableau 2](#) présente la gamme de variation de quelques caractéristiques physico-chimiques dans différentes études et les normes Algériennes des eaux de rejets de ce type d'effluents.

Tableau2 : Caractéristiques typiques des effluents textiles et les normes Algériennes

Paramètres	Caractéristiques typiques des effluents textiles			Normes Algériennes pour les effluents textiles
	(Ghaly et al., 2014)	(Hussein, 2013)	(JORA, 2006)	
Température (°)	35-45	33-45	30	
pH	6-10	5,5-10,5	6,5-8,5	
Couleur (Pt-Co)	50-2500	/	/	
DCO (mg/L)	150-12000	150-10000	250	
DBO (mg/L)	80-6000	100-4000	150	
Conductivité électrique (us/cm)	/	/	/	
Matière en suspension (mg/L)	15-8000	100-5000	35	
Total des solides dissous (mg/L)	2900-3100	1500-6000	/	
Phosphate (mg/L)	<10	/	10	
Zinc (mg/L)	<10	3-6	3	
Cuivre(mg/L)	<10	2-6	0,5	
Fer (mg/L)	<10	/	3	
Chrome (mg/L)	<10	2-5	0,5	
Sodium (mg/L)	7000	400-2175	/	

I.5 Pollution produite par l'industrie du textile

L'industrie textile est une source majeure de pollution à l'échelle mondiale, contribuant de manière significative à la dégradation de l'environnement. Les impacts de cette pollution sont divers, allant de la contamination des ressources à la destruction des écosystèmes a des problèmes pour la santé humaines (Al-Tohamy et al., 2022; Slama et al., 2021). Les paramètres de pollution des eaux usées générés par les industries textiles présentent des grandes valeurs ce qui veut dire qu'un prétraitement de ces effluents soit indispensable.

I.5.1 Pollution produite par l'industrie du textile dans le monde

(Bashay, 2015) a montré par son étude faite sur la qualité des eaux usées industrielles de l'usine textile Hawassa en Éthiopie que les effluents textiles étaient de couleur bleu-noir et avaient une odeur âcre. Le pH était de 8,08 à 11,21. Les valeurs analytiques expérimentales de EC, TDS, MES, DBO et DCO des effluents textiles ont été trouvées 31,01 à 46,30, 277,0 à 900,4, 90,50 à 147,0, 93,00 à 188,0, et 189,6 à 264,0 mg/L, respectivement. Les valeurs analysées de tous les échantillons dépassaient la limite directrice prescrite. Ainsi, les effluents textiles Hawassa sont l'une des sources de pollution des eaux réceptrices qui affectera la flore et la faune existant dans les milieux environnants.

(Dey et Islam, 2015) ont suivi la qualité des effluents des industrie textiles dans une période de 10 ans (2005-2014) au Bangladesh, ils ont souligné que ces eaux sont hautement polluées et nécessitent des prétraitements avant les rejeté dans l'environnement. Les paramètres physico-chimiques des effluents textiles au Bangladesh sont (la température (25-65°C), le pH (3,9-14), le TDS (90,7 – 5980 mg/L), l'OD (0-7 mg/L), la DCO (41 -2 430 mg/L), DBO (10 à 786 mg/L), MES (24,9 à 3 950 mg/L) et EC (250 à 63 750 µS/cm)

Avec leur mesures des paramètres physico-chimiques des effluent d'une petite usine d'une industrie textile située à Kharagpur, au Bengale occidental, en Inde (Raj et al., 2023) ont prouvé que la qualité de ces eaux est bien que polluer et nécessitent un traitement avant les branche dans les système de collection d'égout, il trouve un DCO de 4470,01 mg/L, TDS 3880 mg/L, MES des 110mg/L, un pH basique de 9,7 et des concentration de quelque métaux lourds.

Parmi les économies développées, la Figure 2 révèle que les niveaux les plus élevés de pollution de l'eau causée par l'industrie textile se trouvent en Turquie (32,21 %), en Indonésie (29,25 %) et en Chine (20,29 %), tandis que les plus bas se trouvent en Allemagne (2,44 %), au Royaume-Uni (4,26 %) et aux États-Unis (4,29 %) (Paraschiv et al., 2015).

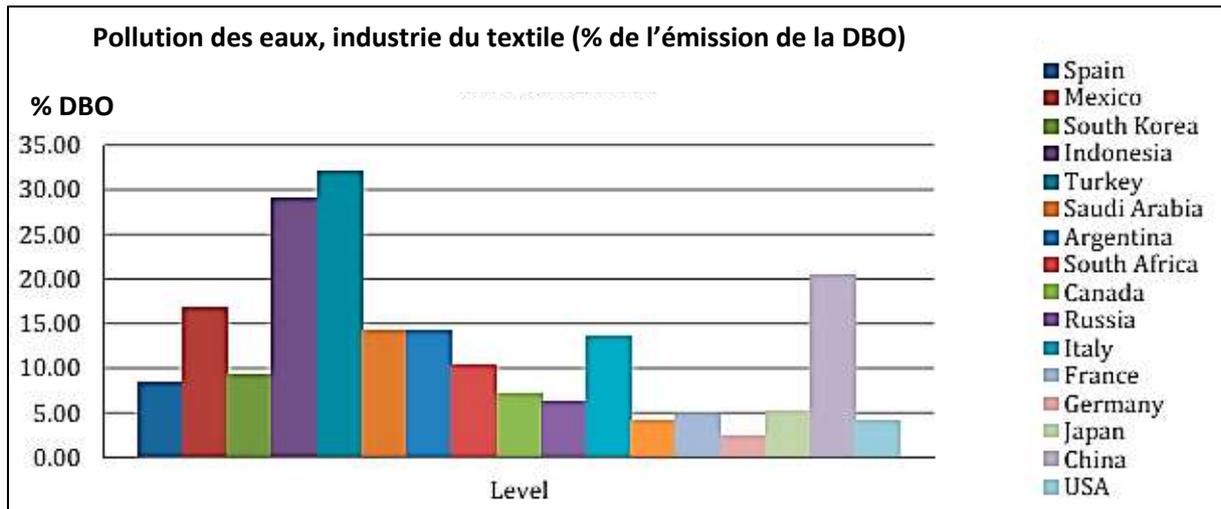


Figure 2 : Pollution des eaux causée par l'industrie textile (Paraschiv et al., 2015)

I.5.2 Pollution produite par l'industrie du textile en Algérie

L'Algérienne des textiles (TEXALG) développe et conçoit une gamme étendue de textiles pour des secteurs aussi variés allant de l'habillement, l'ameublement, le linge de maison, l'habillement des corps constitués, les tissus techniques, aux tissus pour usage industriel et tant d'autres (<https://texalg.dz/>). Les unités de TEXALG sont réparties dans différentes wilayas du pays (Figure 3).



Figure 3 : Répartition des unités de l'Algérienne des textiles (TEXALG) en Algérie (<https://texalg.dz/>).

L'industrie textile en Algérie contribue à la pollution de l'environnement en rejetant des eaux usées contenant divers polluants. Ces eaux usées se caractérisent par des niveaux élevés de pH, de DBO₅, de DCO, et de substances toxiques telles que des colorants, des métaux et des produits chimiques, ce qui constitue une menace sérieuse pour l'environnement et la santé humaine. Des études de caractérisation des effluents ont montré que les effluents textiles en Algérie contiennent des niveaux élevés de métaux lourds et d'autres contaminants, ce qui indique un niveau de pollution important.

[Sefaoui et al. \(2021\)](#), ont réalisé une analyse de la qualité des eaux rejetées par une usine textile à Sebdou, à Tlemcen, au nord-ouest de l'Algérie. Ils ont constaté que la température de l'eau varie entre 20°C et 25°C, avec une moyenne de 22,5°C, le pH varie de 10,5 à 14, la matière en suspension est de 380 mg/L, la demande biochimique en oxygène DBO₅ est de 150 mg/L, et la demande chimique en oxygène DCO est de 828,4 mg/L.

[Merzouk et al. \(2010\)](#), ont aussi montré qu'une quantité importante de 5000 m³ des eaux usées des textiles provenaient des effluents de l'industrie textile Alcovel à Bejaia, en Algérie, ont été produits. Ces eaux caractérisées par : BOD₅ (210 mg O₂/L), DCO (340 mg O₂/L), turbidité (130 NTU), couleur (N200Pt-Co), conductivité (3120 µS/cm), matières en suspension (300 mg/L) et un pH de 7,86.

[Slatni et al., \(2020\)](#), ont indiqué que les eaux usées textiles sont fournies par COTITEX (une usine spécialisée dans la fabrication de tissus militaires en Algérie). Dans cette unité, on utilise deux types de colorants (en cuve et dispersés) et différents types de substances chimiques, tels que le peroxyde, la soude caustique et des produits auxiliaires au cours des processus de fabrication et de teinture. La couleur initiale est de 67 Pt-Co, le DCO est de 330 mg/L et un carbone organique totale de 96.6 mg/L avec un pH basique de 8,15. Une étude récente similaire été faite par [Slatni et al. \(2022\)](#) sur les caractéristiques d'un effluent de l'industrie textile EATIT (une entreprise spécialisée dans l'impression d'uniformes militaires), indique des niveaux élevé dans les caractéristiques physico-chimiques ou les indicateurs de pollution tel que ces effluents caractérise par DCO (869 mg O₂/L), DBO₅ (203 mg O₂/L), matière en suspension 20 mg/L et un pH de 7,70.

Toutes ces données indiquent la variété des propriétés physico –chimiques de pollution des effluents textiles en fonction de l'industrie et la nécessité d'un traitement préalable de tell effluent avants les rejeté dans le milieu récepteur.

I.6 Conclusion

En conclusion, l'industrie textile, bien qu'essentielle sur le plan économique mondial, présente un défi environnemental majeur en raison de sa consommation d'eau importante et de la production de déchets hautement polluants. Les eaux usées de cette industrie sont caractérisées par une variété de propriétés physico-chimiques, telles que la température, le pH, la conductivité, la turbidité, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), les matières en suspension (MES), les solides dissous totaux (TDS), les métaux lourds, l'oxygène dissous (OD) et l'alcalinité, qui peuvent avoir un impact significatif sur les écosystèmes aquatiques et l'environnement en général.

La connaissance approfondie de ces propriétés est cruciale pour choisir et appliquer les méthodes de prétraitement appropriées des effluents, afin de respecter les normes d'émission et de réduire leur impact néfaste. Les études menées dans différentes régions du monde, comme en Algérie, montrent que les eaux usées textiles présentent des caractéristiques polluantes importantes, nécessitant des prétraitements efficaces avant leur rejet dans l'environnement.

Il est donc impératif de développer et d'appliquer des technologies de traitement adéquates pour atténuer les effets nocifs de ces rejets, préserver les ressources en eau et protéger les écosystèmes aquatiques, tout en garantissant la durabilité de l'industrie textile à long terme.

Chapitre II : Traitement des eaux usées de l'industrie du textile

II.1 Introduction

La préservation de l'environnement et la protection des ressources en eau sont des préoccupations majeures à l'échelle mondiale, notamment dans le secteur industriel. Afin de traiter efficacement ces eaux usées, plusieurs techniques sont utilisées, parmi lesquelles la coagulation-floculation et l'adsorption sur des matériaux tels que les biochars et les charbons actifs se sont avérées prometteuses. Dans cette section, nous présenterons un aperçu des techniques de traitement des eaux usées de l'industrie textile, en mettant l'accent sur les travaux réalisés dans le domaine de la coagulation-floculation et de l'adsorption. On abordera les principes fondamentaux de ces techniques, les paramètres influençant leur efficacité, ainsi que les résultats des travaux antérieurs qui ont contribué à l'avancement de ces méthodes de traitement.

II.2 Techniques de traitement des eaux usées de l'industrie du textile

Les effluents textiles contiennent une grande quantité de couleur, de demande biologique en oxygène (DBO), de demande chimique en oxygène (DCO), de sels, de solides totaux en suspension (MES) et de solides totaux dissous (TDS). Dans la section de la teinture et de l'impression, les effluents sont plus contaminés en raison de la présence de colorants et de différents produits chimiques toxiques, qui ne sont pas facilement dégradables par les méthodes de traitement conventionnelles. Différentes technologies de traitement ont été développées, telles que les traitements physiques, chimiques, biologiques et combinés, afin d'éliminer les polluants des effluents textiles (Adane et al., 2021). La Figure 4 illustre les méthodes efficaces de traitement des effluents de l'industrie textile.

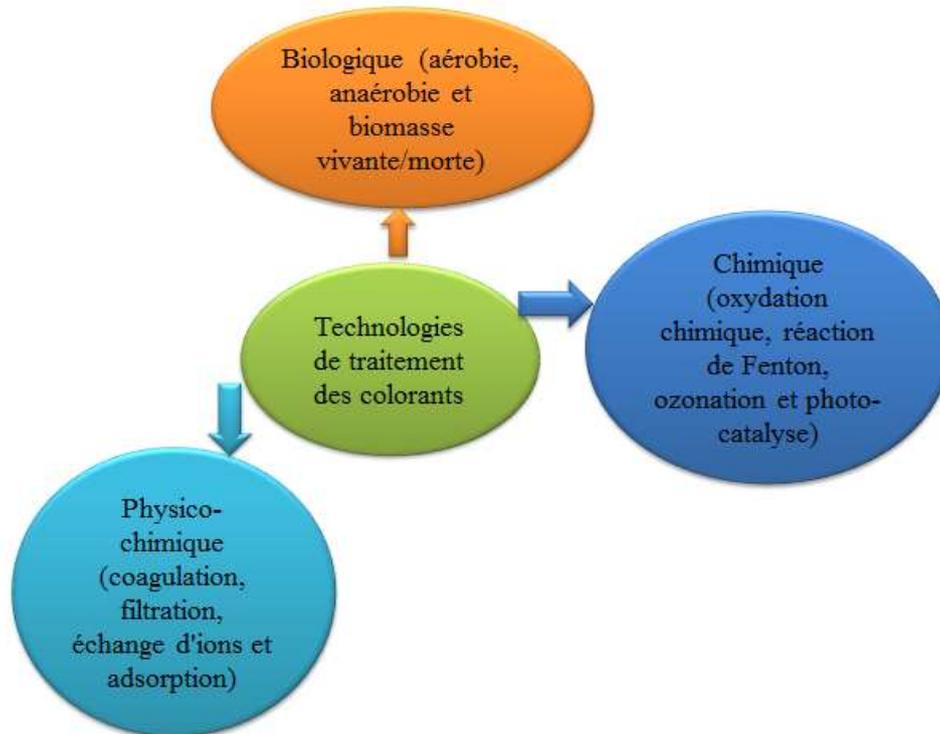


Figure 4 : Les technologies de traitement des colorants dans les rejets textiles (Adane et al., 2021).

II.2.1 Méthodes de traitements chimiques

Les technologies de traitement chimique sont couramment appliquées pour éliminer les polluants toxiques tels que les colorants, les métaux toxiques et les odeurs des effluents industriels. Ces techniques peuvent être classées en deux catégories : les procédés d'oxydation avancée (AOP) et l'oxydation chimique (Adane et al., 2021). Dans les procédés d'oxydation avancée (AOP), des quantités importantes de radicaux hydroxyles sont générées. Pour le traitement des eaux usées, divers agents oxydants tels que le chlore, l'ozone, le dioxyde de chlore et le peroxyde d'hydrogène sont utilisés pour attaquer les chromophores, étant capables d'oxyder les polluants inorganiques et organiques (Hassaan et El Nemr, 2017). Les procédés AOP peuvent également impliquer le réactif de Fenton et les méthodes d'oxydation photocatalytique (utilisation de l'énergie lumineuse pour améliorer le catalyseur semi-conducteur). L'inconvénient du processus de Fenton est la production de boues ferrugineuses comme sous-produit en raison de la floculation combinée du réactif et des molécules de colorant. Dans l'oxydation chimique, le processus applique des agents oxydants tels que l'ozone et le peroxyde d'hydrogène. Le processus d'ozonation est une méthode chimique utilisée pour éliminer efficacement les colorants synthétiques des effluents en rompant la double liaison conjuguée dans les colorants azoïques, qui est responsable de la coloration. La principale

limitation de l'utilisation de l'ozone gazeux est qu'il peut produire des polluants toxiques comme sous-produits, même à partir de colorants biodégradables dans l'eau de l'effluent (Behera et al., 2021). Une autre limite de la méthode d'ozonation est sa courte demi-vie de dix minutes dans l'eau à un pH de 7 et son coût élevé. Ainsi, l'application de l'ozone dépend fortement du pH (Adane et al., 2021). Les procédés d'oxydation avancée sont généralement coûteux, exigent beaucoup de produits chimiques, utilisent des procédures compliquées et nécessitent une grande quantité d'énergie électrique (Kishor et al., 2021).

II.2.2 Les processus biologiques

Les processus de biodégradation sont appliqués pour éliminer les substrats organiques dans les eaux usées des effluents textiles. La dégradation des couleurs a commencé il y a près de deux décennies à l'aide de microbes. La dégradation des teintures artificielles par les microbes est facile à mettre en œuvre alors qu'elle implique un mécanisme complexe. La performance de la dégradation dépend de la présence de matière organique comme le colorant et de la charge de micro-organismes, de la température des déchets, du pH des déchets et de la concentration d'oxygène dissous dans le système. Les méthodes biologiques peuvent être qualifiées d'aérobies, d'anaérobies et d'anoxiques, de facultatives ou d'une combinaison de celles-ci. Le processus anaérobie utilise des micro-organismes pour éliminer les polluants dans les eaux usées en présence d'une quantité suffisante d'oxygène dissous, tandis que l'utilisation de micro-organismes sans oxygène pour éliminer les polluants des eaux usées est connue sous le nom de méthodes anaérobies (Adane et al., 2021). Les principaux désavantages de ces processus : qu'ils ne sont pas toujours réussis, la nature instable des enzymes, la perte d'activité, la longue durée d'accumulation microbienne, Conditions de dégradation optimales difficiles à établir (Bal et Thakur, 2022; Kishor et al., 2021)

II.2.3 Méthodes physico-chimiques

Différentes méthodes physico-chimiques ont été développées, notamment la coagulation, l'adsorption, la filtration et l'échange d'ions. Le processus de coagulation est une technique physicochimique conçue pour l'élimination des polluants des effluents textiles. Des produits chimiques sont ajoutés dans les eaux pour déstabiliser les particules colloïdales et les regrouper pour former des agglomérats plus gros appelés floccs (Behera et al., 2021). La technologie d'adsorption présente un attrait significatif en raison de sa capacité à éliminer les colorants des eaux usées. À des fins d'adsorption, différents adsorbants sont appliqués tels que

la bentonite, la zéolite, les cendres, les sous-produits de la biomasse et les résines. En outre, plusieurs chercheurs ont essayé différents déchets de biomasse comme adsorbants, tels que les résidus de blé, les balles de riz, les déchets de gingembre modifié. La méthode d'adsorption qui a une faible concentration initiale de polluants (Behera et al., 2021), ce qui implique que l'application de processus d'adsorption en tant qu'un traitement complémentaire est plus souvent et plus efficace. Pour les procédés de filtrations telles que l'ultrafiltration (Bousbih et al., 2021), la nano-filtration (Zheng et al., 2022), la micro filtration (Saini et al., 2018) et l'osmose inverse (Cetinkaya et Bilgili, 2019), les critères de sélection des médias filtrants et leur capacité à prendre en compte la température et le contenu chimique des eaux usées textiles sont importants. Dans l'usine textile, l'objectif des technologies membranaires est de réduire la DBO, la DCO et la couleur des effluents d'eaux usées. Cependant, le coût de l'investissement initial, le colmatage de la membrane, la production de déchets comme les colorants insolubles dans l'eau (par exemple, le colorant indigo) et les membranes appliquées à l'amidon pour la décoloration ont également des limites importantes qui nécessitent un traitement supplémentaire (Prasetyo et al., 2022). Les polluants cationiques et anioniques présents dans les eaux usées sont éliminés par un processus d'échange d'ions. Des résines synthétiques sont normalement utilisées dans le processus d'échange d'ions. L'avantage de cette technologie est qu'il n'y a pas de perte d'adsorbants. Elle pourrait être appliquée à l'élimination des colorants solubles dans l'eau. Mais elle est peu efficace pour les colorants insolubles dans l'eau comme les colorants dispersés (Behera et al., 2021).

II.3 Synthèse sur les travaux réalisés par coagulation-floculation

II.3.1 Principe de la coagulation-floculation

La coagulation est un ensemble de réactions physiques et chimiques entre l'alcalinité de l'eau, les impuretés qu'elle contient et le(s) coagulant(s) ajouté(s) à l'eau, qui aboutissent à la formation de floccs insolubles. Il s'agit d'agglomérations de particules en suspension dans l'eau brute, de produits de réaction des produits chimiques ajoutés, ainsi que de matières colloïdales (Figure 5) et dissoutes de l'eau adsorbées par ces produits de réaction (Iwuozor, 2019). Le processus de coagulation-floculation peut être décrit plus précisément en utilisant quatre mécanismes identifiés (Figure 6).

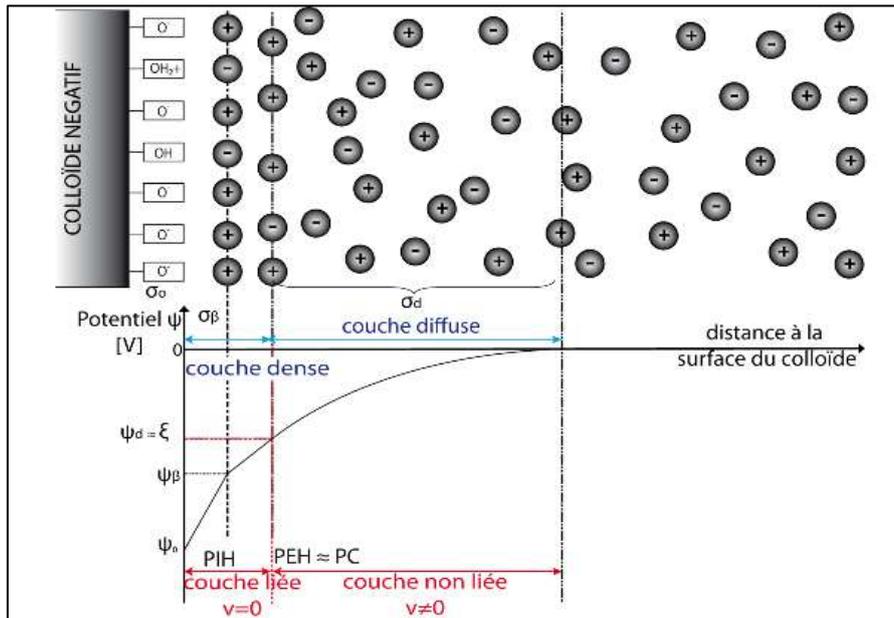


Figure 5 : Distribution du potentiel électrique autour d'un colloïde chargé négativement (<http://technique.eau.free.fr/>)

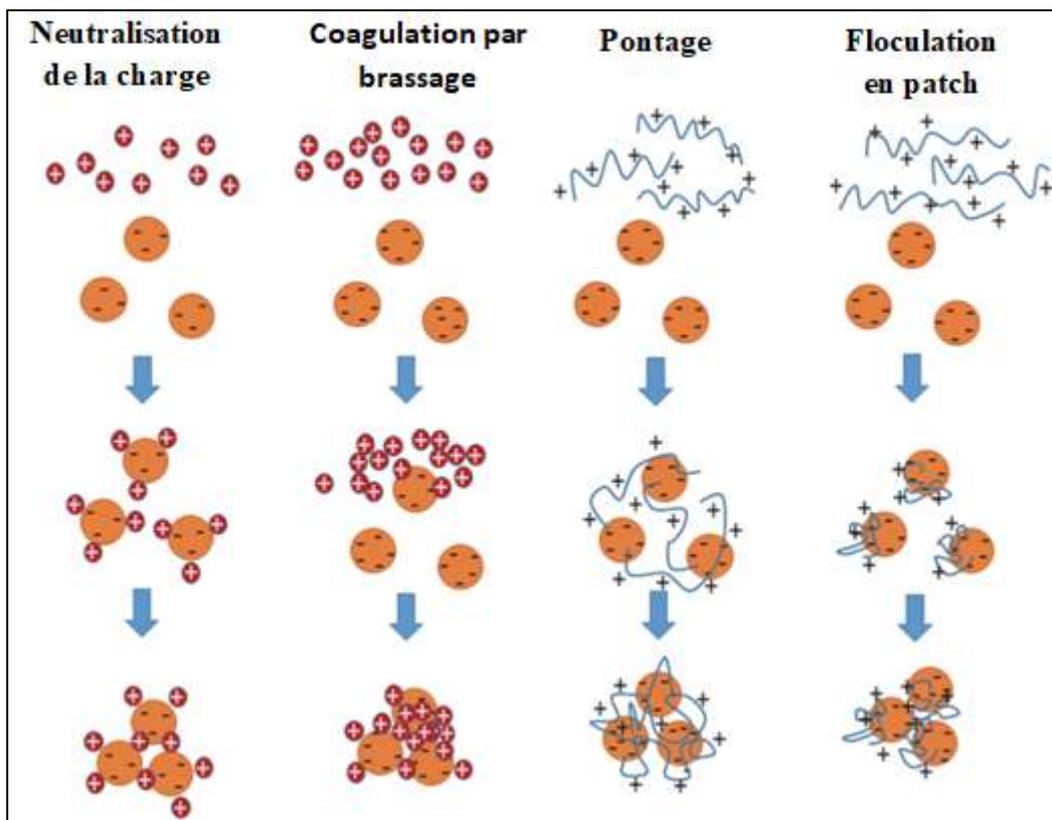


Figure 6 : Mécanismes de la coagulation-flocculation (Suopajärvi, 2015)

• Compression de la double couche électrique

Ce processus de coagulation permet aux particules fines de se regrouper dans les eaux usées en résistant à la force de répulsion. Selon [Alazaiza et al.\(2022\)](#), la forte concentration d'ions électrolytes autour des colloïdes entraîne la pénétration d'une charge opposée dans la double couche diffuse qui les entoure, augmentant ainsi leur densité pour un volume donné. Les forces attractives de van der Waals prédominent sur les réactions électrostatiques répulsives, créant des gradients de potentiel électrostatique plus importants. Les particules se rapprochent et s'agglomèrent à mesure que l'énergie répulsive nette diminue ([Jagaba et al., 2023](#)).

• Neutralisation de la charge

Les particules colloïdales chargées négativement dans les eaux de surface sont neutralisées par l'adsorption de cations ou de polymères chargés positivement. Les sels métalliques ou les polymères cationiques produisent des ions cationiques qui neutralisent la surface des particules chargées négativement, le déstabilisant ([Jagaba et al., 2023](#)). La dose optimale du coagulant est recommandée; une dose optimale rassemble les particules, mais un excès peut les déstabiliser ([Sonal et Mishra, 2021](#))

• Ponts inter-particulaires et adsorption

L'ajout de polymères non ioniques ou à faible charge de surface, seuls ou avec des sels métalliques, provoque la formation de molécules plus grandes qui adsorbent les particules colloïdales. Ces polymères peuvent s'enchevêtrer, formant des ponts entre les particules et les alourdissant pour favoriser leur sédimentation ([Jagaba et al., 2023](#)). Le dosage des polymères est crucial pour éviter une re-stabilisation des particules. Un mélange agressif ou une agitation prolongée peut rompre les ponts polymère-colloïde, entraînant également une déstabilisation des colloïdes ([Sonal et Mishra, 2021](#)).

• Piégeage des particules dans le précipité (coagulation par balayage)

Une forte dose de sels métalliques forme des floccs gélatineux qui emprisonnent ou enchevêtrent les particules colloïdales, les éliminant de l'eau par sédimentation. Ce processus, appelé coagulation par balayage, nécessite une forte dose de sels métalliques, un pH neutre, et est renforcé par la présence d'anions et une concentration élevée de particules colloïdales ([Jagaba et al., 2023](#); [Sonal et Mishra, 2021](#)).

II.3.2 Paramètres influençant la coagulation-floculation

Les principaux facteurs qui affectent le processus de coagulation-floculation dans les eaux usées de teinturerie concernent les caractéristiques de l'eau ainsi que le coagulant/floculant utilisé ainsi que les conditions opératoires suivies (Figure 7).

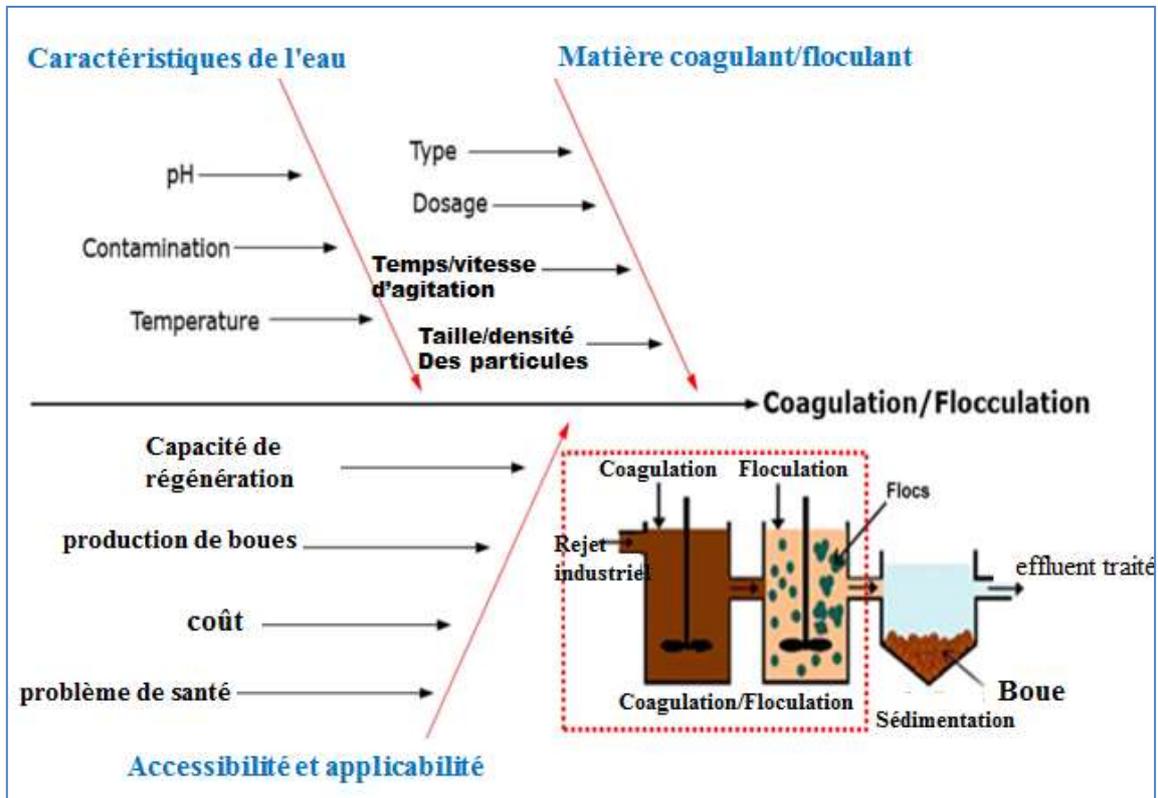


Figure 7 : Principaux paramètres affectant le processus de coagulation-floculation

(Traduit à partir de [Badawi et al. \(2023\)](#))

II.3.2.1 Alcalinité

L'alcalinité de l'eau, qui mesure sa capacité à neutraliser les acides, est essentielle pour l'agglomération des particules colloïdales. Lorsque les sels métalliques s'hydrolysent dans l'eau, les ions hydrogène libérés neutralisent l'alcalinité. Une faible alcalinité peut entraîner une perte de pouvoir tampon, ce qui peut affecter le pH et la formation des floccs ([Sonal et Mishra, 2021](#))

II.3.2.2 Valeur du pH

Le pH est crucial dans la coagulation/floculation car il déclenche l'hydrolyse du coagulant et favorise la coagulation ([Dotto et al., 2019](#); [Iwuozor, 2019](#); [Saritha et al., 2015](#)). Il influence la

charge des composés organiques et inorganiques en solution, ainsi que la charge de surface des particules en suspension (Iwuozor, 2019), alors un pH optimal est recommandé.

II.3.2.3 Dose de coagulant

La quantité de coagulant ajoutée est critique pour la déstabilisation colloïdale, et son efficacité est fortement liée à cette quantité. Une dose optimale dépend des caractéristiques chimiques de l'eau (Sonal et Mishra, 2021). Une faible dose de coagulant peut laisser les particules colloïdales instables, donnant un échantillon trouble sans floes, tandis qu'une surdose peut déstabiliser les particules (Adachi et al., 2023; Saritha et al., 2015). Il est donc essentiel de déterminer la dose optimale pour obtenir de bons floes, ce qui peut être déterminé avec un essai de JARTEST (Saritha et al., 2015).

II.3.2.4 Turbidité

La concentration plus élevée de particules colloïdales fournit une grande chance de contact et de construction de bons floes et vice versa se produira si la concentration colloïdale est faible (Sonal et Mishra, 2021).

II.3.2.5 Potentiel zêta

Le potentiel zêta est une mesure de la charge des particules colloïdales qui influence la stabilité de la suspension. Un potentiel zêta élevé indique une charge négative plus forte, augmentant les forces de répulsion et la stabilité de la suspension. À l'inverse, un potentiel zêta proche de zéro entraîne une faible charge de surface, favorisant les forces d'attraction et la déstabilisation de la suspension (Jagaba et al., 2023; Samuchiwal et al., 2022).

II.3.2.6 Affinité des colloïdes pour l'eau

L'eau trouble contient un mélange de particules colloïdales hydrophiles et hydrophobes. Les colloïdes hydrophiles sont stables en raison de leur enveloppe d'hydratation, qui empêche la déstabilisation par les produits chimiques. Leur stabilité dépend plus de leur interaction avec l'eau que de leur charge électrostatique. Les colorants solubles sont difficiles à déstabiliser en raison de leur affinité avec l'eau (Sonal et Mishra, 2021).

II.3.2.7 Température

Une température plus basse affecte négativement la coagulation en altérant la solubilité du coagulant et en augmentant la viscosité de l'eau, ce qui entrave la floculation des particules et

le processus de sédimentation. En revanche, une température plus élevée accélère la coagulation en augmentant l'énergie cinétique et la vitesse des réactions chimiques, tout en réduisant la viscosité de l'eau et en favorisant la formation de floccs plus importants (Sonal et Mishra, 2021).

II.3.2.8 Concentration et composition ionique (cations et anions en solution)

Une force ionique plus élevée dans la solution accroît la déstabilisation des particules colloïdales. Certains anions, comme le sulfate, le silicate et le phosphate, suppriment l'inversion de charge et la déstabilisation des colloïdes. De plus, la présence de cations divalents tels que Ca^{2+} et Mg^{2+} favorise la coagulation des particules chargées négativement en comprimant la double couche colloïdale et en réduisant le potentiel répulsif (Sonal et Mishra, 2021).

II.3.3 Résultats des travaux antérieurs sur le traitement par coagulation-floculation des eaux usées de l'industrie du textile

La coagulation joue un rôle crucial dans le traitement des rejets textiles en raison de la nature des contaminants présents dans ces eaux usées. Il s'agit d'un traitement simple et il nécessite que des produits chimiques ou des coagulants organiques à partir des biomasses naturelles. Ce procédé est largement utilisé dans le traitement des eaux usées textiles, et il donne des bons rendements d'élimination en ce qui concerne la turbidité et la couleur et plus ou moins pour le DCO. Le [Tableau 3](#) présente quelques travaux de recherche sur l'application de ce procédé sur des eaux de rejets textiles et les conditions opérationnelles pour des résultats optimales. Il est noté que chaque coagulant ayant un pH optimal et une dose optimale ou leur efficacité est maximal.

Tableau 3 : Travaux sur le traitement des eaux usées de l'industrie textile par coagulation-floculation.

Coagulant	Rendement	Condition	Références
Coagulant organique à partir <i>Moringa oleifera</i> (MO)	83 % DCO 90 % couleur 78,4 % RP-HE7B 89,7 % OP-HER	pH=2 MO=1600mg/L	(Dotto et al., 2019)
Chlorure de poly-aluminium (PAC)	64.04% DCO 83.34% DBO 62.97% TDS	pH 6.2-6.9 PAC= 45 mg/l Temps =150min	(Solanki et al., 2013)
Coagulant : chlorure ferrique Floculant : polymère	95% DCO 92% turbidité 96% couleur 60% DBO5	pH = 8,1 FeCl ₃ = 0,8 g/L floculant = 2,6 ml/L.	(Sakhi et al., 2020)
Bio-coagulant (gland de chêne vert (HOA)) Bio-floculant (jus de cactus)	90.34 turbidité 69.46 décoloration	0,5 g/LHOA 15 mL/L de jus de cactus pH=7	(Adachi et al., 2023)
Alun non ferrique polymère polycationique	97% turbidité 67% DCO 83% couleur	400 mg/L alun 12 mg/L polymère pH=3.2	(Samuchiwal et al., 2022)
FeCl ₃ .6H ₂ O mucilage extrait du fruit de <i>Dillenia indica</i>	67,66% DCO 96,86% turbidité 91,12% couleur	8mg/L FeCl ₃ 15mg/L mucilage	(Manholer et al., 2019)

II.4 Synthèse sur les travaux réalisés par adsorption par utilisation des biochars et des charbons actifs

II.4.1 Principe de l'adsorption

L'adsorption est définie comme le phénomène qui décrit l'interaction entre deux phases différentes qui forme une couche d'interface par le transfert d'une molécule d'un fluide (liquide ou gaz) à une surface solide ; elle est donc classée comme un processus de surface. Cette couche est exprimée par deux types d'interaction : les interactions physiques ou chimiques (Alaqrbeh, 2021).

L'adsorbant possède des sites actifs à la surface extérieure et à l'intérieur des pores qui donne la possibilité des adsorbats à se fixer sur ces sites, toutes fois le positionnement des molécules d'adsorbat peuvent être dans une seule couche ou plusieurs couches quand il y a des interactions entre les molécules d'adsorbats en lui mêmes. Le phénomène inverse de l'adsorption est la désorption ; une libération des molécules d'adsorbat, ce dernier phénomène

généralement dans le cas d'une adsorption physique qui est une adsorption réversible. La Figure 8 résume et présente le phénomène d'adsorption et la diffusion des polluants à l'extérieur et à l'intérieur des pores.

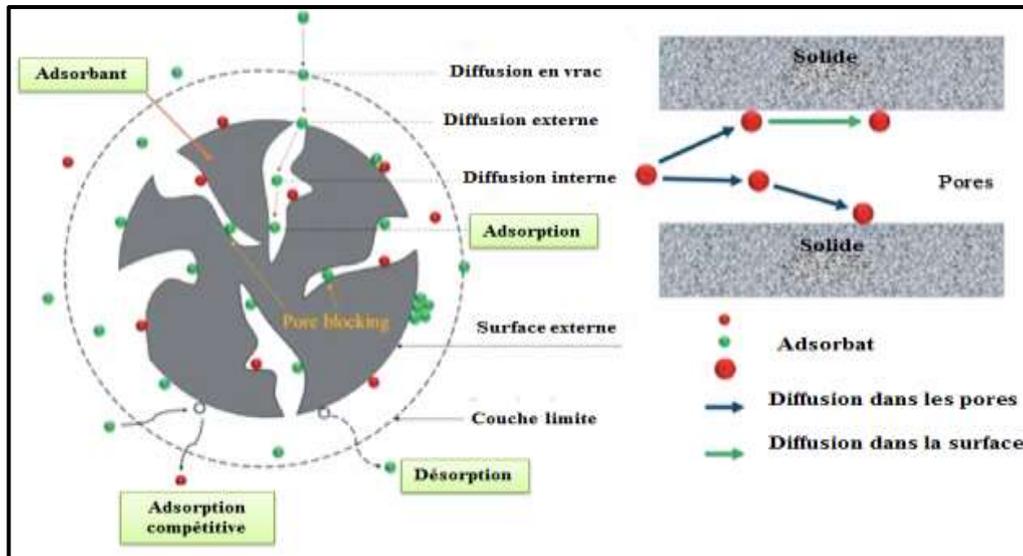


Figure 8 :Schéma du phénomène d'adsorption dans un milieu poreux traduit a partir (Hu et al., 2022).

II.4.2 Définition des biochars et des charbons actifs

Le biochar est un matériau riche en carbone (C) obtenu par pyrolyse de la biomasse dans un conteneur fermé avec peu ou pas d'air disponible (Geca et al., 2022). Le biochar peut être activé chimiquement en fonction des propriétés de surface souhaitées. Lorsque le biochar est activé, on parle du charbon actif (Geca et al., 2022).

Les charbons actifs sont des matériaux poreux dont la surface spécifique peut atteindre 2600 m²/g. Leur volume poreux varie de 0,2 à 1,2 cm³/g et leur masse volumique de 0,2 à 0,6 g/cm³ (Flood, 1967). Une fois ces matières premières sélectionnées, elles sont activées physiquement ou chimiquement. Par cette activation on obtient, une structure de carbone hautement poreuse et très active. La Figure 9 présente un organigramme explicatif de la préparation du charbon actif par activation physique et chimique.

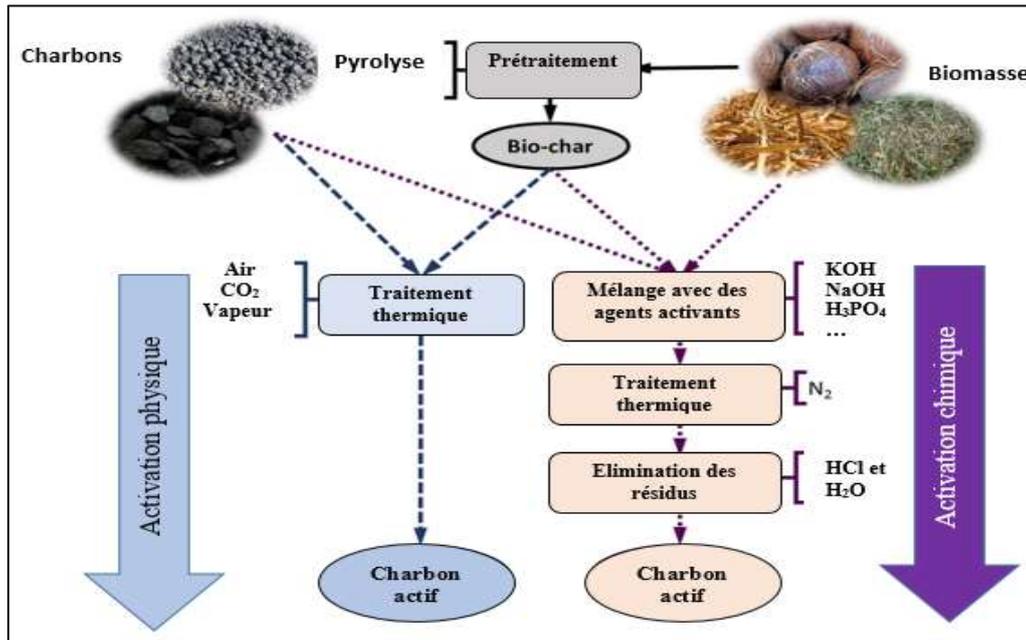


Figure 9 : Schéma des étapes de production de charbons actifs, à partir de biomasse et de charbon, par activation physique ou chimique

Cité dans Youcef (2022) -Modifié à partir de Castro-Gutiérrez et al. (2020)

Les propriétés des charbons actifs, telles que les groupes fonctionnels de surface, la taille des pores et la surface, peuvent être modifiées pour répondre au critère ou à l'application souhaités. Les propriétés des charbons actifs peuvent souvent être adaptées en modifiant les paramètres de réaction pour la préparation des précurseurs de biochar et les méthodes d'activation (Gale et al., 2021). En raison de leur grande surface et de la facilité avec laquelle ils peuvent être modifiés, ces deux solides sont largement utilisés comme adsorbants. Ce sont des matériaux peu coûteux, qui peuvent être régénérés et dont l'élimination ne pose pas de problème (Geca et al., 2022).

La capacité d'adsorption du charbon actif et du biochar pour un adsorbant spécifique dépend de ses propriétés physico-chimiques, telles que la surface effective, le volume des pores, la distribution de la taille des pores et les groupes fonctionnels de surface. Les micropores et les mésopores (Figure 10) sont particulièrement importants pour l'adsorption, car ils peuvent piéger et retenir une large gamme d'adsorbats provenant des phases gazeuse et liquide (Sultana et al, 2022).

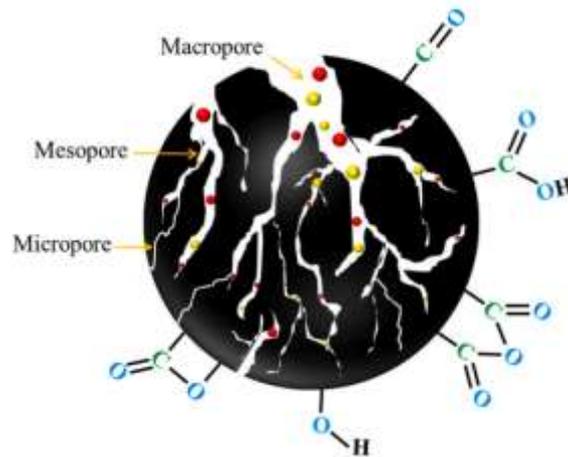


Figure 10 : Présentation schématique de la structure des pores et des groupes fonctionnels de surface du charbon (Sultana et al., 2022).

II.4.3 Modélisation de la cinétique et des isothermes d'adsorption

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour décrire les données expérimentales de la cinétique et des isothermes d'adsorption, toute fois ils sont utilisés pour mieux comprendre le processus et les mécanismes d'adsorption.

II.4.3.1 Modélisation de la cinétique

II.4.3.1.1 Modèle pseudo- premier-ordre (PPO)

Le modèle cinétique du pseudo-premier-ordre (Lagergren, 1898) exprime le mécanisme d'élimination comme un précédé d'adsorption par la diffusion à travers une frontière. La forme non linéaire du modèle PPO est :

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

Où :

q_e et q_t est la quantité du polluant adsorbé à l'équilibre et au temps t en (mg/g), respectivement. k_1 (min^{-1}) est la constante du modèle pseudo-premier d'ordre.

II.4.3.1.2 Modèle pseudo-second-ordre (PSO)

Ho et McKay (2000), ont indiqué que le modèle pseudo-second-ordre est basé sur le fait que l'adsorption se déroule sur des sites localisés et il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées et que le processus étant contrôlé par la chimie-sorption qui impliquant le partage

ou l'échange d'électrons entre le soluté et l'absorbant. La forme non linéaire de modèle pseudo deuxième ordre donné comme suit:

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

Où :

q_e et q_t sont les quantités de colorant adsorbé (mg/g) à l'équilibre et au temps t (min), respectivement.

k_2 (g/mg. min) est la constante du pseudo-second ordre.

II.4.3.1.3 Modèle de diffusion intra-particulaire

Weber et Morris ont constaté d'après leur modèle que dans de nombreux cas d'adsorption, l'adsorption du soluté varie proportionnellement avec $t^{1/2}$ plutôt qu'avec le temps de contact t (Qiu et al., 2009; Tran et al., 2017) :

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

Où:

K_{int} : est la constante de la diffusion intra particulaire en (mg/g. min^{1/2}).

C : est l'ordonnée à l'origine (mg/g), une constante associée à l'épaisseur de la couche limite,

II.4.3.2 Modélisation des isothermes d'adsorption

La modélisation des données d'équilibre d'adsorption par des modèles isothermes est la méthode la plus utilisée pour étudier les mécanismes d'adsorption (Wang et Guo, 2020). Plusieurs modèles ont été développés afin d'étudier l'équilibre de l'adsorption. Parmi les modèles les plus utilisées on peut citer :

II.4.3.2.1 Isotherme de Langmuir

En 1916, Langmuir a développé une isotherme d'équilibre théorique reliant la quantité de gaz adsorbé sur une surface à la pression du gaz (Langmuir, 1918). Le modèle de Langmuir est l'isotherme de sorption le plus connu et le plus largement appliqué. Il a produit un bon accord avec une grande variété de données expérimentales et il donné la capacité d'adsorption maximale pour un adsorbent (Ho et al., 2002), il repose sur quatre hypothèses (Hu et al., 2023) :

- L'adsorption monocouche se produit sur une surface structurellement homogène.
- Chaque site d'adsorption ne peut contenir qu'une seule espèce d'adsorbat.

- Tous les sites d'adsorption sont énergétiquement équivalents et indépendants.
- Il n'y a pas d'interaction entre les molécules d'adsorbant adsorbées sur des sites voisins.

Le modèle de Langmuir ne tient pas compte des différences de taille des molécules, des divers effets de filtrage/blocage, de la formation de multicouches ou de la mobilité partielle qui peuvent affecter le taux d'adsorption (Hu et al., 2023).

L'équation de Langmuir (Hamdaoui et Naffrechoux, 2007) peut s'écrire comme suit :

$$q_e = \frac{Q_{\max} \times K_L \times C_{eq}}{1 + K_L \times C_{eq}} \quad (4)$$

Où :

q_e : est la quantité de l'adsorbant par unité de poids de l'adsorbant à l'équilibre (mg/g).

C_{eq} : la concentration à l'équilibre de l'adsorbant dans la solution en vrac (mg/L).

q_{\max} : la capacité d'adsorption maximale (mg/g).

K_L : est la constante de Langmuir ; liée à l'énergie libre d'adsorption (L/mg).

II.4.3.2.2 Isotherme de Freundlich

L'équation de Freundlich est l'une des premières équations empiriques utilisées pour décrire les données d'équilibre et les caractéristiques d'adsorption d'une surface hétérogène (Freundlich, 1907). Contrairement à l'équation de Langmuir, l'isotherme de Freundlich ne décrit pas le comportement de saturation d'un adsorbant (Tran et al., 2017). Le modèle de Freundlich peut être dérivé en supposant une distribution exponentielle de l'énergie des sites d'adsorption, qui est appliquée à la description de l'adsorption multicouche sur la surface hétérogène. Le modèle de Freundlich ne donne une bonne représentation des données expérimentales que dans la gamme des concentrations modérées. Le modèle de Freundlich est mathématiquement une fonction puissance (Hu et al., 2023). La forme non linéaire de l'équation de Freundlich peut être exprimée comme indiqué dans l'équation 5 :

$$q_e = K_F \times c_{eq}^{\frac{1}{n_F}} \quad (5)$$

Où :

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

C_{eq} (mg/L) est la concentration d'adsorbant à l'équilibre.

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

n_F est la constante de Freundlich (sans dimension) qui indique d'intensité de la force motrice de l'adsorption ou l'hétérogénéité de la surface (Tran et al., 2017).

II.4.4 Résultats des travaux antérieurs sur le traitement par adsorption des eaux usées de l'industrie du textile

L'élimination des polluants organique et inorganique via le procédé d'adsorption présente un grand intérêt vue les rendements importants obtenue et la facilité de processus et bien qu'un procédé écologique et économique dans le cas d'utilisation des biochars et des charbons actifs préparé à partir des déchets. Le [Tableau 4](#) présente quelques travaux sur la dégradation de la coloration et de la matière organique des rejets des effluents textiles par le procédé d'adsorption sur déférente matériaux.

Tableau 4 : Travaux sur le traitement des eaux usées de l'industrie textile par adsorption

Adsorbant	Type d'effluent	Rendement	Références
Matières minérales naturelles (M1 et M2)	Effluent textile	88% DCO (M1) 79% DCO (M2) 79% chrome 35% cadmium(M1) 19% cadmium(M2) 28% cuivre(M1) 19% cuivre(M2) 39% zinc(M1) 24% zinc(M2)	(Assila et al., 2020)
Argile Tunisienne de Fouchana	Effluent textile	95% DCO 97% DBO 93% MES	(Errais et al., 2010)
L'oxyde de graphène	Effluent textile	85% turbidité 60% couleur	(Bezerra de Araujo et al., 2019)
Charbon actif	Effluent textile	90 % la colorante verte malachite	(Liew et al., 2018)

II.5 Traitement combiné coagulation-floculation suivi par l'adsorption

Pour surmonter les limites du processus de coagulation-floculation pour le traitement des eaux usées de teinture, un certain nombre de chercheurs ont étudié la combinaison de deux processus différents afin de réduire les inconvénients des deux processus et de profiter de leurs avantages. Le colorant rejeté par les industries textiles est récalcitrant et résistant à la dégradation ; par conséquent, un processus de traitement unique n'est pas très fiable et économique pour respecter les limites réglementaires de rejet des industries ([Metin et Çifçi, 2023](#)). De nos jours, des systèmes combinés ([Metin et Çifçi, 2023](#)) ou hybrides ([Badawi et Zaher, 2021](#))

En comparant les différentes techniques, les processus de coagulation et d'adsorption ont été signalés comme ayant des opérations simples et moins coûteuses et nécessitant moins de supervision. Par conséquent, un processus de traitement favorable pourrait être une combinaison des deux processus pour rendre l'eau réutilisable et pour traiter les problèmes liés à l'élimination des boues et l'application d'une faible dose du coagulant (Raj et al., 2023).

II.6 Conclusion

En conclusion, le traitement des eaux usées de l'industrie textile par une combinaison de deux procédés physico-chimiques (la coagulation-floculation et l'adsorption sur des biochars et des charbons actifs) garantie les meilleures performances pour l'élimination des matières organique et la dégradation des déférent polluant notamment les colorants. Cette combinaison nous peuvent de profité les avantages de chaque procédé.

Partie expérimentale

Chapitre I : Matériels et méthodes

I.1. Introduction

Ce chapitre présente la méthodologie mise en œuvre pour la partie expérimentale du mémoire. Il inclut tout d'abord une description des caractéristiques des solutions et des réactifs utilisés ainsi que les méthodes de dosage de différents paramètres physico-chimiques. Une description des deux procédés utilisés : le traitement des eaux par l'adsorption sur le biochar préparé, la coagulation-floculation au chlorure ferrique, et la combinaison entre les deux procédés sera également présentée.

I.2 Solution mère du coagulant

Comme sel coagulant, nous avons utilisé le Chlorure ferrique en poudre de formule chimique FeCl_3 et de masse molaire égale à 162.20 g/mol. Une solution mère de 10 g/L a été préparée par dissolution de cette poudre dans de l'eau distillée (Figure 11).

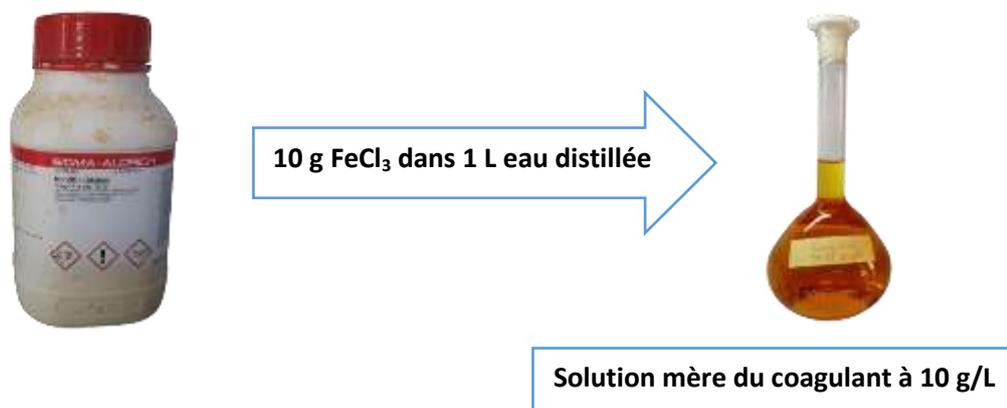


Figure 11 : Solution mère du coagulant utilisé

Le FeCl_3 a été choisi en se basant sur les résultats des travaux similaires (Jaafarzadeh et al., 2017 ; karam et al., 2021). Ces chercheurs ont basé leur choix sur la raison des performances élevées, de la disponibilité, de la faible toxicité et du faible coût du FeCl_3 par rapport aux autres coagulants étudiés (Sulfate ferrique ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), chlorure d'aluminium (AlCl_3), sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) et chlorure ferrique (FeCl_3)).

I.3 Solution mère du colorant (Rhodamine B)

Une solution mère de 100 mg/L de Rhodamine B (Figure 12), a été préparée en utilisant un réactif de qualité analytique ; Rhodamine B ($\text{C}_{26}\text{H}_{31}\text{Cl}_2\text{N}_2\text{O}_3$ (BIOCHEM)). Cette solution a été utilisée pour préparer les dilutions nécessaires.



Figure 12 : Solution mère du Rhodamine B.

Les propriétés physico-chimiques du colorant Rhodamine B sont regroupées dans le [Tableau 5](#).

Tableau 5 : Propriété physico-chimiques du Rhodamine B (Allé et al., 2020).

Propriétés	Détaille
Structure moléculaire	
Formule chimique	$C_{28}H_{31}ClN_2O_3$
IUPAC nom	Chloride of [9-(2-carboxyphenyl)-6-diethylamino-3-xanthenylidene]-diethylammonium
Masse moléculaire (g/mol)	479,02
Solubilité	50 g/L (20 °C)
λ_{max} (nm)	554
Classe	Colorant cationique
Nom (CI)	Basic violet 10

1.4 Lieu de prélèvement et caractéristiques physico-chimiques de l'eau de rejet

Afin de réaliser les essais de traitement, nous avons choisi une eau de rejet du complexe TIFIB (situé dans la zone industrielle de la ville de Biskra) ([Figure 13](#)).



Figure 13 : Situation du complexe TIFIB dans la zone industrielle de la ville de Biskra
(Images combinées par l’auteur à partir de Google image)

Le Complexe « TIFIB » fait partie des complexes de l’algérienne des textiles « TEXALG ». Il est situé à l’ouest de la ville de BISKRA (3 Km) pour une superficie de 123364 m² et comprenant des ateliers, l’administration, des magasins, un laboratoire, des parkings et des espaces verts. TIFIB est un complexe lainier qui utilise comme matières premières principales: la laine, mélange PES-laine, et parfois le coton, l’acrylique, la viscose et des mélanges. Le complexe comporte deux départements (Figure 14) :

- Département tissage et préparation tissage.
- Département finissage.



Figure 14 : Départements tissage et finissage du complexe TIFIB
(Images combinées par l’auteur à partir de Google image)

Les caractéristiques physico-chimiques de cette eau, que nous avons réalisées au niveau du laboratoire, sont regroupées dans le [Tableau 6](#).

Tableau 6 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de rejet du complexe TIFIB-Biskra.

Paramètre	Eau de l'usine de textile-TIFIB	Normes de rejet liquide de l'industrie du textile (JORA, 2006)
pH	7,23	6,5-8,5
Conductivité (mS/cm)	1,68	-
DCO (mgO ₂ /L)	1520	250
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	40	150
TAC(°F)	13,6	-
TH(F°)	115	-
Ca ⁺² (mg/L)	264	-
Mg ²⁺ (mg/L)	117,6	-
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	840	-
Cl(mg/L)	387	-



1.5. Préparation et caractéristiques de l'adsorbant utilisé

Le biochar utilisé comme adsorbant pour le traitement de l'eau de rejet ou du colorant a été fourni par la doctorante Soudani Amina (Membre du laboratoire LARHYSS, Université de Biskra). La préparation et la caractérisation du biochar ont été décrites par [Soudani et al. \(2022\)](#). Il nous a semblé intéressant de reproduire les informations suivantes (ci-dessous) concernant la préparation et les caractéristiques de l'adsorbant utilisé pour plus d'éclaircissements.

1.5.1. Préparation de l'adsorbant utilisé

Un échantillon de noyaux d'olive, est lavé jusqu'à obtention d'une eau claire avec l'eau de robinet puis l'eau distillée, puis séché à l'air ambiant. Après broyage des noyaux, on les a séchés à l'étuve pendant 24 heures à 105°-110 °C. Le matériau ainsi broyé est tamisé pour retenir les particules de taille variante entre 1 et 2 mm. Le matériau obtenu a été mis dans un four à moufle pour pyrolyse à 700 °C pendant 2h. Cet échantillon a été ensuite lavé avec une solution de HCl (0,1 M) puis avec l'eau distillée jusqu'à neutralisation du filtrat. Enfin le matériau a été séché à 110 °C pendant 24 h et ainsi on a obtenu un biochar qu'on a nommé Biochar à base de noyaux d'olive ([Soudani et al.,2022](#)).

1.5.2. Caractéristiques de l'adsorbant utilisé

L'analyse Brunauer-Emmett-Teller (BET) a prouvé que le biochar présente une structure poreuse bien développée avec un diamètre moyen des pores de l'ordre $15,74\text{\AA}$ (1,57 nm) et une surface spécifique S_{BET} égale à $475,05\text{m}^2/\text{g}$ (Soudani et al., 2022).

En analysant le spectre obtenu par la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR), effectué pour le biochar préparé (Figure 15), on peut constater que cet adsorbant possède une variété de groupements fonctionnels de surface comme : O-H, C-H, C=O, C=C, et C-O. Ces groupements fonctionnels peuvent contribuer à faire des liaisons avec les polluants organiques ou minérales dans l'échantillon d'eau traité (Soudani et al., 2022).

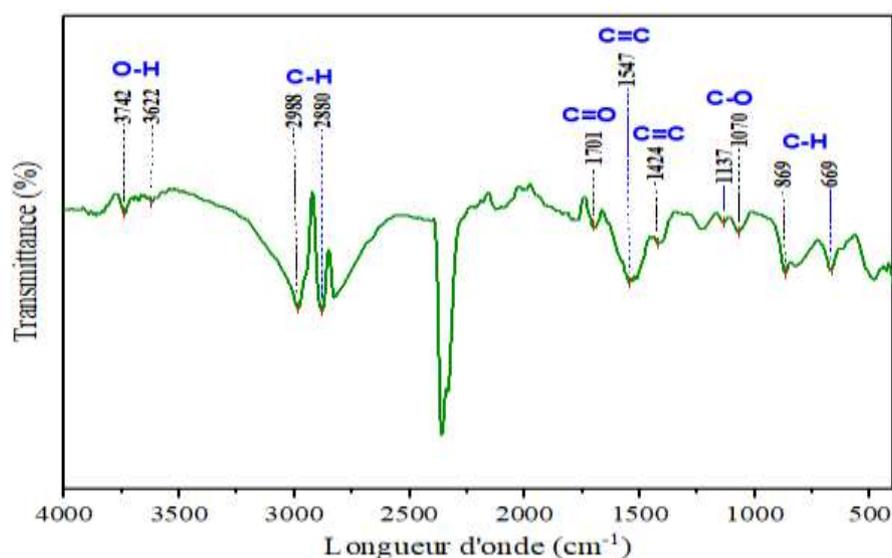


Figure 15 : Analyse des groupements fonctionnels sur le spectre FTIR du BNO (Soudani et al., 2022).

1.6. Détermination des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau

Les méthodes de dosage utilisées sont décrites par Rodier et al.(2009) et par Tardat-Henry et Beaudry (1984) ou par les catalogues de l'appareillage utilisé .

1.6.1 pH

On a mesuré le pH des échantillons d'eau à l'aide d'un pH mètre HANNA instruments (HI 2210) (Figure 16). Avant chaque essai nous avons procédé à l'étalonnage de cet appareil à l'aide des solutions tampons 4 et 7.



Figure 16 : pH mètre utilisé au cours des essais

I.6.2 Conductivité

Elle est mesurée au moyen d'un conductimètre électrique de type « Biobloc scientifique LF 315 », donnant des mesures en $\mu\text{s}/\text{cm}$ et en ms/cm (Figure 17).



Figure17 : Conductimètre utilisé pour la mesure de la conductivité des échantillons d'eau.

I.6.3 Titre alcalimétrique complet (T.A.C)

L'échantillon d'eau à analyser est additionné de quelques gouttes (2 à 3) de méthylorange puis titré à l'aide d'acide sulfurique jusqu'au virage du jaune à l'orange. Le TAC est exprimé en milliéquivalents par litre ou en degrés français (Tardat-Herny et Beaudry, 1984).

I.6.4 Titre hydrométrique (TH)

La dureté totale ou hydrométrique (TH) est la somme des concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} . Le mode opératoire consiste à prélever 100 ml d'eau à analyser, ajouter 5ml de solution tampon ($\text{pH} = 10$) et une pincée d'indicateur coloré (Noir Eriochrome T). Enfin, on verse la solution d'EDTA jusqu'au virage du rouge vieux au bleu vert, ce volume versé correspond à la dureté totale (en °F) (Rodier et al., 2009).

I.6.5 Dosage du calcium

Les ions Ca^{2+} sont dosés par complexométrie dans un milieu alcalin à $\text{pH} = 12$, en présence de la soude (NaOH) avec le Murexide comme indicateur coloré. Nous titrons par l'EDTA ($N= 0,02$ éq/l) jusqu'au virage pourpre, ce volume versé correspond à la dureté calcique (en °F) (Rodier et al., 2009).

I.6.6 Mesure du Magnésium

La différence entre la dureté totale et la dureté calcique donne directement la dureté magnésienne (la teneur en magnésium), exprimé en degrés français.

I.6.7 Dosage des chlorures

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent (AgNO_3), en présence de chromate de potassium (KCrO_4) jusqu'à apparition d'une coloration rouge brique, c'est le principe de la méthode de Mohr (Rodier et al, 2009).

I.6.8 Dosage des ions SO_4^{2-}

Le dosage été réalisé sur un photomètre de type « PALINTEST » à une longueur d'onde spécifique (520 nm) réglée sur le photomètre « PALINTEST 5000 » après l'ajout d'un réactif adéquat selon le catalogue de l'appareil.



Figure 18 : PALINTEST 5000 utilisé pour le dosage des ions de sulfates.

I.6.9 Mesure de la turbidité

Elle est mesurée à l'aide d'un turbidimètre de type (Turb 550IR) (figure 19). Les résultats sont exprimés en NTU.



Figure 19 : Turbidimètre (Turb 550IR) utilisé pour la détermination de la turbidité des échantillons.

I.6.10 Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ des échantillons prélevés a été déterminée en introduisant un volume bien déterminé de l'échantillon en lui ajoutant quelques gouttes de l'inhibiteur ATU dans un DBO mètre OXITOP. Les flacons OXITOP sont maintenus en agitation dans une armoire thermostatique à une température de 20° C (WTW-OXITOP BOX) durant l'essai (Figure 20). La lecture des valeurs mémorisées sera faite à la fin du 05^{ème} jour.



Figure 20 : Appareillage utilisé pour la mesure de la DBO₅

I.6.11 Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

La Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) a été effectuée par la méthode au dichromate de potassium (Rodier et al., 2009). Dans des conditions opératoires bien définies, certaines matières contenues dans l'eau (organiques ou minérales) sont oxydées par le dichromate de potassium en milieu acide et en présence de catalyseur (sulfate d'argent) dans le réacteur à 148 °C pendant 2 heures.



Après refroidissement, on détermine la DCO après titrage de l'échantillon avec le sel de Mohr en présence de la **Féroïne** comme indicateur coloré (Figure 21).

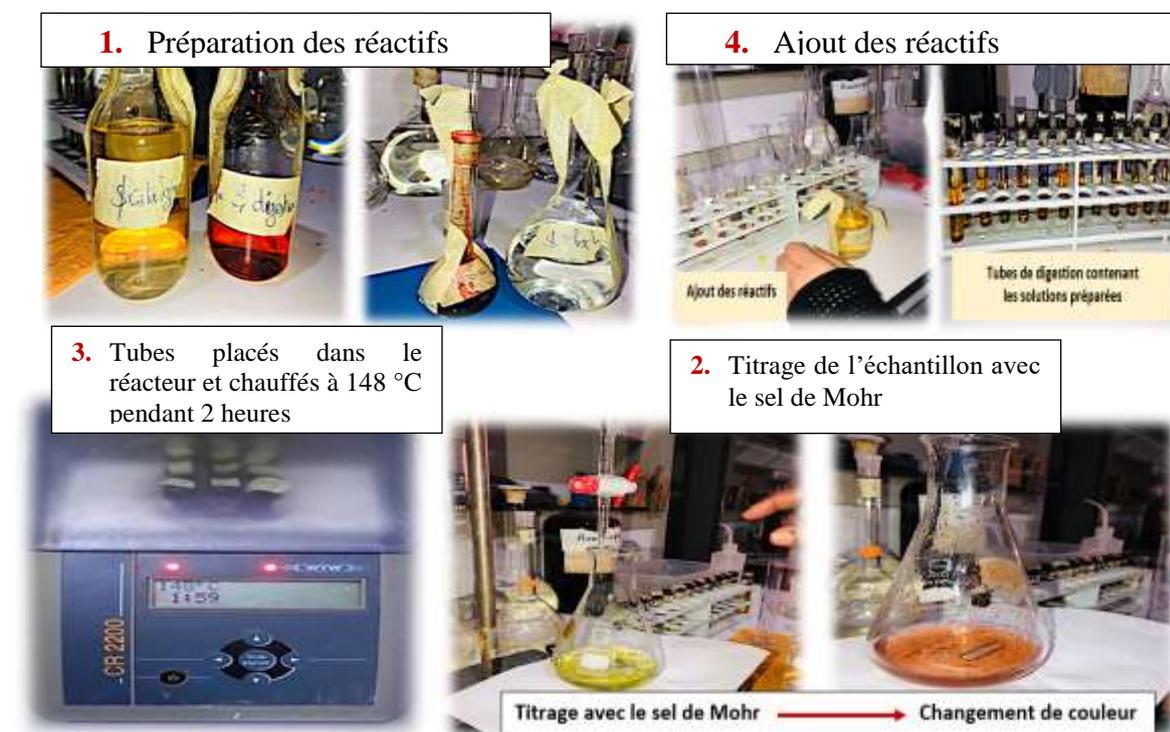


Figure 21 : Etapes de détermination de la DCO des échantillons d'eau.

I.7. Méthode de dosage du Rhodamine B dans les échantillons d'eau

Afin de mesurer la teneur du Rhodamine B dans un échantillon on a préparé à partir de la solution mère à 100 mg/L une série de solutions étalons de Rhodamine B (0 à 12 mg/L) en eau distillée. Pour chaque solution on lit l'absorbance sur le spectrophotomètre UV (Optizen 2120 UV) (Figure 22) à une longueur d'onde 554 nm. Dans le **Tableau 7** et sur la **Figure 23** on a

représenté un exemple des données et de la courbe d'étalonnage qu'on doit refaire avant chaque série de mesure.



Figure 22 : Spectrophotomètre utilisé pour le dosage du Rhodamine B et la série des solutions étalons.

Tableau 7 : Donnée d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine B.

Rhodamine-B (mg/L)	0	1	2	4	6	8	10	12
Absorbance à 554 nm	0	0,200	0,420	0,838	1,219	1,672	1,931	2,337

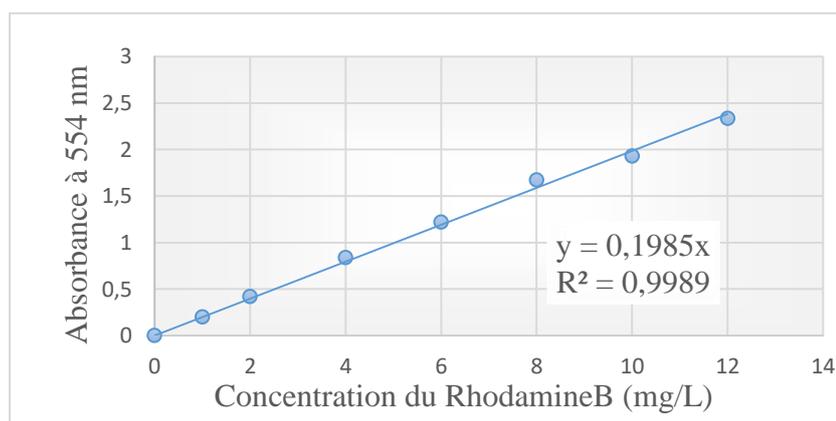


Figure 23 : Exemple d'une courbe d'étalonnage pour le dosage du Rhodamine B.

On lit l'absorbance de l'échantillon sur le spectrophotomètre en UV et on détermine la teneur correspondante en RhodamineB (mg/L) en utilisant l'équation de la courbe d'étalonnage tracée.

I.8. Description des essais de traitement

Pour la dépollution de l'échantillon de l'eau prélevé nous avons réalisé des essais d'adsorption puis de coagulation-floculation et un troisième en traitant l'eau par coagulation-floculation suivi par une adsorption.

I.8.1. Essais de coagulation-floculation

Les essais de coagulation-floculation ont été réalisés selon le protocole du Jar-Test, qui consiste à introduire dans un flocculateur de laboratoire (Fisher 11198) des béchers, remplis chacun de 300 ml de la solution à traiter et contenant une dose précise du coagulant (Figure 24). Au cours de notre étude, les échantillons traités par le Chlorure ferrique sont soumis pendant 3 min à une agitation rapide de 200 tr/min. La vitesse est par la suite réduite à 60 tr/min pour une durée de 17 min. L'échantillon prélevé est soumis à une filtration sous vide sur membrane de 0,45 μm . Le filtrat est ensuite prélevé pour une analyse éventuelle de la solution.

- Le paramètre réactionnel étudié lors du traitement des solutions du colorant Rhodamine B est :
 - Effet de la dose du coagulant (6 mg/L à 2 g/L).
- Les paramètres réactionnels étudiés lors du traitement des eaux du rejet de l'industrie du textile sont :
 - Effet de la dose du coagulant (60 à 3000 mg/l).
 - Effet de pH (2 à 10)



Figure 24 : Floculateur utilisé pour les essais de coagulation-floculation.

I.8.2 Essais d'adsorption

Les essais d'adsorption ont été réalisés en discontinu dans des bécher de 50 ml, sur un agitateur magnétique en adoptant différentes conditions opératoires.

- Le paramètre réactionnel étudié lors du traitement des solutions du colorant Rhodamine B est :
 - Effet de la dose de l'adsorbant (0,5 ; 1 ; 2 ; 4 ; 6 ; 10 g/L) avec un temps d'agitation de 1 heure.
- Les paramètres réactionnels étudiés lors du traitement des eaux du rejet de l'industrie du textile sont :
 - Cinétique d'adsorption (2 min à 5 heures).
 - Effet de pH (2 à 10) avec un temps d'agitation de 4 heures.
 - Effet de la dose de l'adsorbant (0,5 ; 1 ; 2 ; 4 ; 5 ; 10 g/L) avec un temps d'agitation de 4 heures.

La cinétique d'adsorption a été réalisée en utilisant un agitateur magnétique par mise en contact de 50 mL de l'échantillon avec une dose constante de BNO (4g/l). Les prélèvements au cours du temps, ont permis de suivre la cinétique l'élimination de la DCO.

Les échantillons des solutions prélevés sont filtrés sous vide à l'aide d'une membrane à 0,45 μm de porosité (Figure 25). Pour chaque échantillon filtré on a mesuré la DCO.

Afin d'observer le pouvoir adsorbant du BNO, on calcule le rendement (R%) d'élimination

suivant la formule :
$$R \% = \frac{(C_0 - C_r)}{C_0} \times 100$$

Où : C_0 et C_r représentent respectivement les concentrations initiales et résiduelles en DCO exprimées en mg/L.



a) Agitation



b) Filtration sous vide

Figure 25 : Etapes des essais d'adsorption

1.8.3 Essais de combinaison coagulation-floculation- adsorption

Pour 500 mL de l'eau de rejet nous avons réalisé une coagulation-floculation par :

- Ajout de 100 mg/L de Chlorure ferrique dans le cas du traitement des eaux de rejet.
- Ajout de 80 mg/L de Chlorure ferrique dans le cas du traitement d'une solution synthétique de Rhodamine B à 10 mg/L.

Cette dose a été considérée comme une dose optimale des essais de coagulation-floculation. 200 ml du surnageant après le premier traitement de chaque eau a été traitée par adsorption en divisant cette quantité par des béccher de 50 mL.

Une série de 4 bécchers contenant l'eau de rejet après coagulation- floculation et 0,5 ; 1, 2,4 et 5 g/L de BNO respectivement a été mise en contact pendant 4 heures d'agitation. A l'équilibre, on a réalisé un prélèvement afin de déterminer la valeur résiduelle en DCO (Figure 26).

Une autre série de 4 bécher contenant 0,5 ; 1, 2, 4 et 5 g/L de BNO respectivement a été mise en contact pendant 1 heure d'agitation, pour l'eau synthétique de Rhodamine B traitée préalablement par coagulation-floculation (Figure 27).

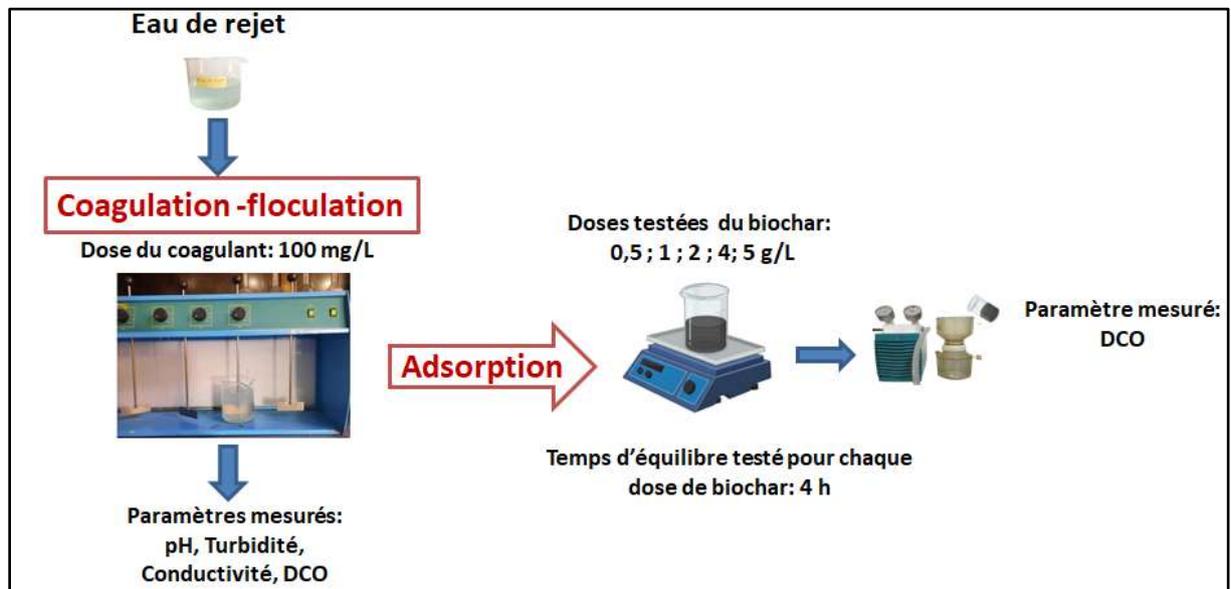


Figure 26 : Schéma explicatif du déroulement des essais de combinaison coagulation-floculation/adsorption (Eau de rejet).

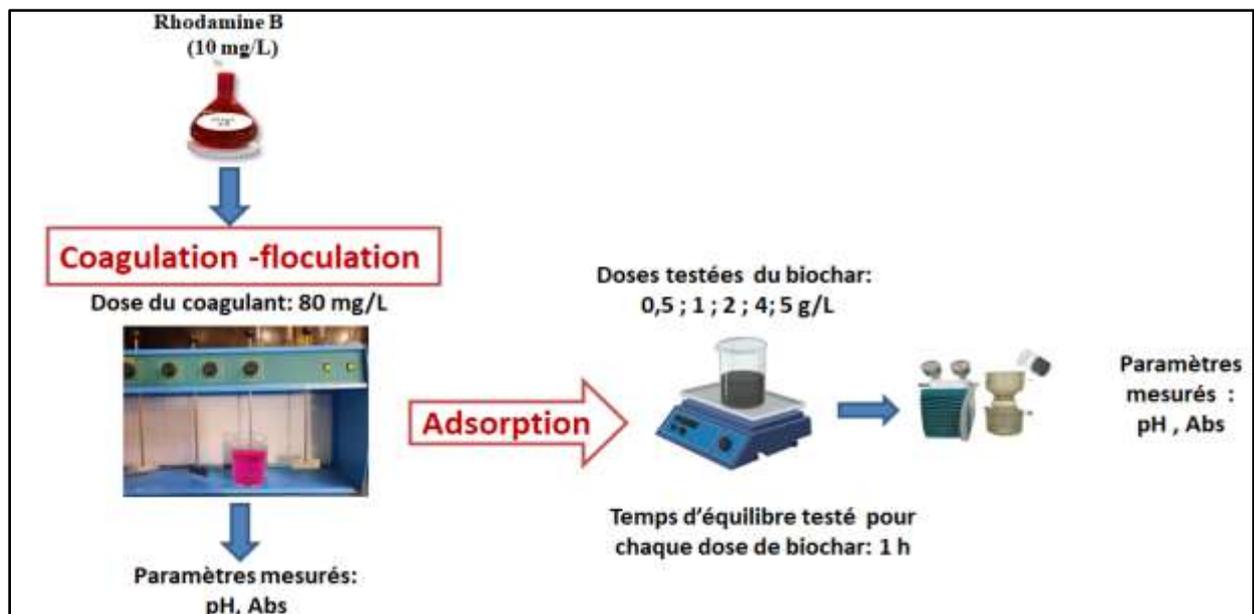


Figure 27 : Schéma explicatif du déroulement des essais de combinaison coagulation-floculation/adsorption (Rhodamine B).

1.9. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter d'une part le matériel et les méthodes d'analyse qui ont été utilisés au cours de cette étude. D'autre part de donner un aperçu détaillé sur la description des essais de la coagulation-floculation, adsorption et la combinaison de ces deux procédés. Les résultats obtenus selon ces méthodes d'analyses seront illustrés, interprétés et discutés dans le prochain chapitre.

Chapitre II : Résultats et discussion des essais de traitement

II.1 Introduction

Au cours de ce chapitre, on va présenter et discuter les résultats de traitement des eaux de rejet de l'industrie du textile, ainsi que d'un colorant (Rhodamine B). Les résultats des essais concerneront le procédé de coagulation-floculation au chlorure ferrique (FeCl_3), le procédé d'adsorption sur un biochar préparé à base de noyau d'olive (BNO). La troisième application est la combinaison successive entre la coagulation-floculation et de l'adsorption.

II.2 Résultats des essais d'adsorption des eaux du rejet textile

II.2.1 Résultats des essais de coagulation-floculation

II.2.1.1 Effet de la dose du coagulant

Le dosage des coagulants et /ou des floculants est un paramètre important dans le processus de traitement des eaux usées en raison des aspects économiques et de l'importance d'éviter sur dosage des coagulant et/ou des floculants (Shabanizadeh et Taghavijelouidar, 2023). Pour étudier l'effet de la dose du coagulant sur l'efficacité du traitement, l'eau du rejet textile a été traitée par utilisation des doses variables du coagulant (FeCl_3) (6 mg/L à 3000 mg/L) en suivant les mêmes conditions d'agitation rapide et lente. Selon les résultats présentés dans la Figure 28, il semble que les paramètres de qualité (DCO, pH, turbidité et conductivité) en été touchés de manière différente :

a) Variation de la DCO : La valeur de la DCO (1520 mg O_2 /L) diminue avec l'augmentation de la dose du coagulant jusqu'à une valeur de 240 mg/L correspondant à une dose optimale du FeCl_3 de l'ordre de 2500 mg/L (Figure 28a). Cette valeur finale de la DCO est conforme à la norme Algérienne limitée pour les eaux de rejet de l'industrie du textile étant 250 mg O_2 /L. A l'optimal du traitement le rendement d'élimination de la DCO a atteint 84,21 % (Figure 28a).

b) Variation de la turbidité : Dans la gamme de dose de coagulant testé, la turbidité a subi une diminution successive de 243 NTU à 82,3 NTU (Figure 28c). Et le rendement d'élimination a atteint 66,13 % à l'optimale d'élimination de la DCO (dose de 2500 mg/L).

Des résultats similaires ont été obtenus par Rana et surch (2017) et Karam et al (2021) et les résultats optima sont reportés dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Résultats optima des travaux similaires concernant l'élimination de la DCO et de la turbidité des eaux de rejets de l'industrie du textile par utilisation de FeCl_3

Coagulant	Contaminant	Dose du coagulant	Taux d'élimination	Référence
FeCl_3	DCO	4000	54%	Rana et Suresh, 2017
FeCl_3	DCO, Turbidité	1000	62,2%, 54,7%	Karam et al., 2021

De ce qui précède, il est évident qu'une augmentation de la dose de FeCl_3 a entraîné une amélioration significative de l'élimination de la DCO et de la turbidité, ce qui pourrait être attribué au pontage inter particulaire et au mécanisme de neutralisation des charges induit par l'introduction du coagulant ce qui a permis de déstabiliser et de flocculer les particules colloïdales d'origine organique ou minérale dans l'eau de rejet ([Shabanizadeh et Taghavijeloudar, 2023](#)). Cependant, l'ajout du coagulant, au-delà des valeurs optimales, a eu un effet négatif sur l'efficacité de l'élimination de la DCO, ce qui pourrait être attribué au surdosage du coagulant qui a conduit à une restabilisation d'une partie des colloïdes.

D'autre part, la baisse de l'efficacité d'élimination pour les deux paramètres est due à l'augmentation de la teneur en fer oxydé dans les eaux usées obtenues à partir de FeCl_3 ([Karam et al., 2021](#) ; [Raj et al., 2023](#)). Le fer oxydé a fourni une couleur rouge en plus de la couleur des colorants existants dans l'eau ([Figure 29](#)).

Selon [Karam et al. \(2021\)](#), la performance du FeCl_3 dans l'élimination des contaminants pourrait être attribuée aux ions de fer et de chlorure qui neutralisent les particules colloïdales chargées. En outre, la grande capacité de déstabilisation des particules contaminants par l'hydroxyde ferrique formé résulte des réactions entre les ions ferriques et les ions hydroxydes dans l'eau.

c) Variation de la conductivité : on a remarqué une légère diminution de la conductivité de 1,68 mS/cm à 1,59 mS/cm en utilisant une dose de FeCl_3 de 100 mg/L. Pour des doses plus élevées jusqu'à 3000 mg/L, la conductivité de l'eau devient plus élevée et atteint à 3000 mg/L une valeur de 5,09 mS/cm. Cette augmentation est due à l'augmentation la minéralisation apportée par l'ajout du FeCl_3 .

d) Variation du pH : le pH de l'eau a subi une diminution progressive avec l'augmentation de la dose du coagulant introduit. Il a diminué de 7,23 à 5,78 et à 2,3 pour des doses de coagulant de 100 mg/L et de 2500 mg/L (dose optimale pour la DCO), respectivement.

La diminution du pH qui suit l'augmentation de la dose du FeCl_3 peut être expliquée par le fait que la solution aqueuse de chlorure ferrique est de nature acide en raison de l'hydrolyse.



L'acide chlorhydrique étant l'un des produits de l'hydrolyse de FeCl_3 , alors le pH de l'échantillon d'eau devient acide au fur et à mesure que l'on ajoute de FeCl_3 .

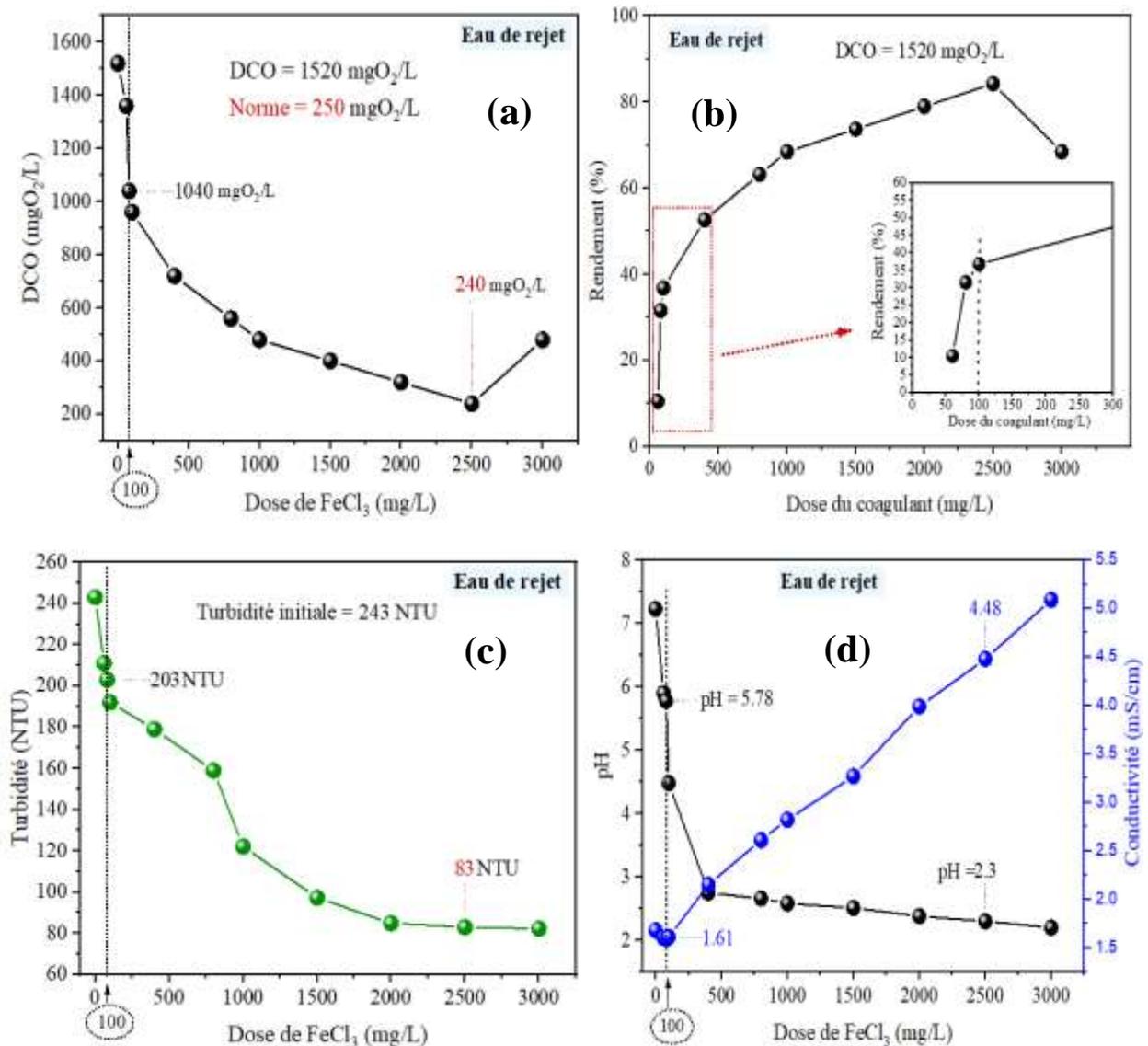


Figure 28 : Evolution de (a) la DCO, (b) du rendement d'élimination de la DCO, (c) de la turbidité, (d) du pH et de la conductivité, en fonction de la dose du coagulant (FeCl_3).



Figure 29 : Couleur des échantillons d'eau traitée après ajout des doses variables du FeCl_3

II.2.1.2 Effet du pH

L'étude de l'effet du pH sur le traitement de l'eau du rejet par coagulation floculation a été réalisée en fixant la dose du FeCl_3 à 100 mg/L. Cette dose a été choisie comme une dose inférieure à la dose optimale de l'élimination de la DCO, afin de réaliser ultérieurement les essais de combinaison coagulation-floculation/Adsorption. Les essais ont été réalisés en variant la valeur du pH initial entre 2 et 10 et en suivant la valeur de la DCO. Les résultats obtenus sont présentés dans la [Figure 30](#). On peut constater que le rendement de réduction de la DCO est faible à pH acide et augmente avec l'augmentation du pH.

Selon [Karam et al. \(2020\)](#) et [Mukhlis et al. \(2016\)](#), Toutes les observations ont révélé que le traitement des effluents textiles dépend fortement de la valeur initiale du pH de l'échantillon d'effluent. Dans le cas de faible pH (<6), l'efficacité d'élimination de la DCO a été réduite, probablement en raison de la formation de formes solubles d'ions Fe^{3+} ([Figure 31](#)). Fe^{3+} et $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ sont principalement présents dans la solution à un pH inférieur à 3. Dans la gamme de pH de 4 à 6, la concentration relative la plus élevée est obtenue pour $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ et à un pH supérieur à 7, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ et $\text{Fe}(\text{OH})_3$ insoluble sont présents ([Oriekhova et Stoll, 2014](#)). Ainsi, à des valeurs de pH élevées, l'efficacité de l'élimination de la DCO a été améliorée vue la formation du précipité peu soluble $\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui se combine avec les particules colloïdales.

D'après les résultats obtenus, le pH optimal pour FeCl_3 correspondait au pH réel de l'effluent textile (6,82). Par conséquent, l'ajustement du pH n'est pas nécessaire dans ce cas de traitement par l'utilisation de FeCl_3 , ce qui a une incidence positive sur le coût du processus de traitement.

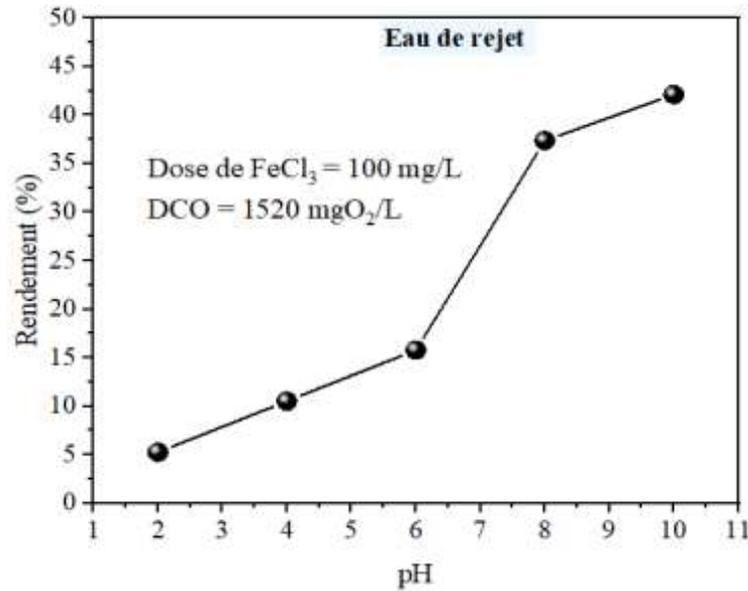


Figure 30 : Evolution du rendement de l'élimination de la DCO en fonction de la variation du pH initial de l'eau de rejet

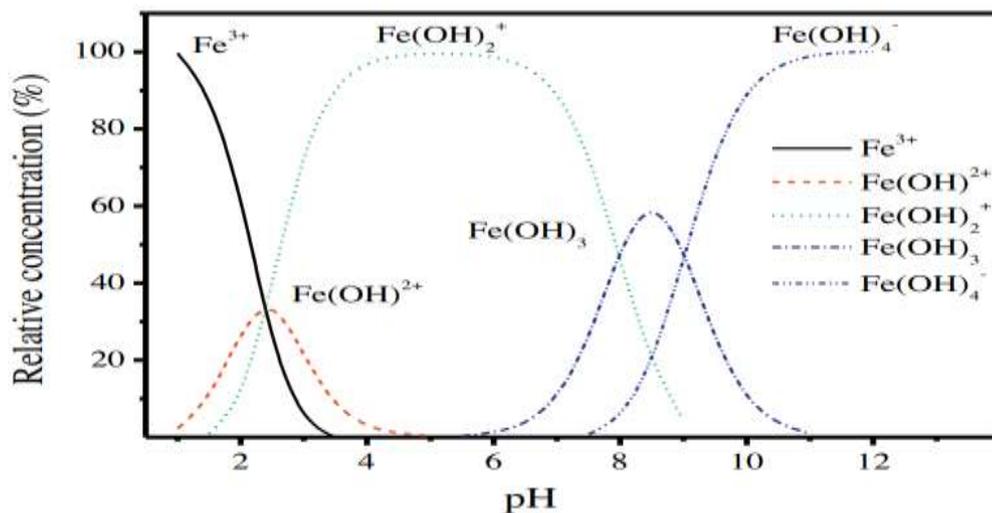


Figure 31 : Spéciation du fer (III) en fonction du pH pour une solution de FeCl₃ (Oriekhova et Stoll, 2014)

Après traitement, on a remarqué que les échantillons traités à différent pH initial avaient une couleur différente d'un béccher à l'autre, allant du verdâtre à pH= 2 au jaune brunâtre à pH=10 (Figure 32). Il est connu que les ligands coordonnés au centre métallique ont une influence sur les changements de couleur observés dans ces réactions. Par exemple, le changement de couleur du jaune brunâtre (Fe³⁺) au verdâtre (Fe²⁺) est dû au changement des niveaux d'énergie relatifs des orbitales entre lesquelles les électrons passent. Ces changements de couleur sont dus à des modifications de la structure électronique de l'ion métallique lorsque son état d'oxydation change (<https://brainly.com/question/39629437>).



Figure 32 : Couleurs des échantillons traités avec 100 mg/L de FeCl_3 en fonction du pH initial de la solution.

II.2.2 Résultats des essais d'adsorption

II.2.2.1 Cinétique d'adsorption

En utilisant une dose de 4 g/L de l'adsorbant (BNO), on a étudié le suivi de la DCO de l'eau de rejet en fonction du temps de contact. Selon les résultats obtenus (Figure 33a), il semble que l'efficacité de rétention des polluants représentés par la DCO augmente avec l'augmentation du temps de contact entre 2 minutes et 5 heures et le temps d'équilibre n'a pas été atteint pendant cet intervalle de temps. Après 5 heures d'agitation, le rendement atteint a été de 84,21 %.

Comme le montre les courbes présentées dans la Figure 33b, afin d'étudier les mécanismes d'adsorption des polluants représentés par la DCO, on a opté pour l'application aux résultats obtenus les modèles cinétiques suivants :

$$\text{Modèle pseudo-premier-ordre (PPO)} : q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (1)$$

$$\text{Modèle pseudo-second-ordre (PSO)} : q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (2)$$

$$\text{Modèle Elovich} : q_t = \frac{1}{\beta} \times \ln(1 + \alpha \times \beta \times t) \quad (6)$$

Où : q_e et q_t sont les quantités de métal adsorbé (mg/g) à l'équilibre et au temps t (min), k_1 : La constante de vitesse pour une cinétique du pseudo premier ordre (min^{-1}). K_2 : constante de vitesse d'adsorption du modèle de pseudo-seconde-ordre ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$). α : Le taux d'adsorption initiale en (mg/g/min). β : La constante de désorption (mg/g) liée à l'étendue de la couverture de surface et à l'énergie d'activation pour la chimisorption.

Les paramètres de chaque modèle cinétique appliqué sont présentés dans le Tableau 9.

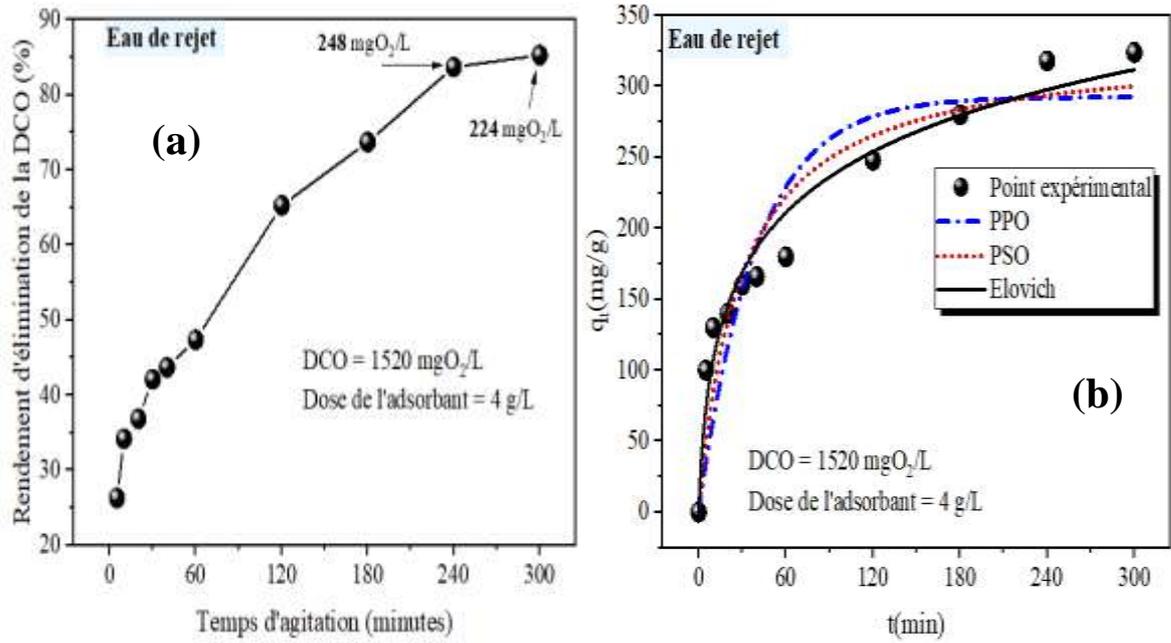


Figure 33 :(a) Evolution du rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps d'agitation. (b)Données expérimentales et ajustement non linéaire des modèles PPO, PSO et Elovich pour la DCO (DCO initiale = 1520 mg/L; BNO = 4 g/L ; T= 20 °C).

Tableau 9 : Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption (PPO, PSO et Elovich) pour les paramètres représentés par la DCO sur BNO (DCO initiale = 1520 mg/L ; adsorbant = 4 g/L).

Paramètre	q _{e,exp} (mg/g)	Pseudo-premier-order : $q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t})$			Pseudo-second-order : $q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t}$			Elovich : $q_t = \frac{1}{\beta} \times \ln(1 + \alpha \times \beta \times t)$		
		q _{e 1,cal} (mg/g)	k ₁ (1/min)	R ²	q _{e 2,cal} (mg/g)	k ₂ (g/mg.min)	R ²	β (mg/g)	α (mg/g.min)	R ²
DCO	324	292,62	0,025	0,852	329,03	1,06×10 ⁻⁴	0,911	0,016	27,99	0,967

Pour faire le choix entre le modèle le plus ajusté (PSO ou PPO), on doit passer à la comparaison entre la capacité d'adsorption calculée par ajustement du modèle aux points expérimentaux (q_{e 2,cal}) et la capacité maximale d'adsorption obtenus expérimentalement (q_{e,exp}) et qui correspond

au temps d'équilibre pour la DCO. Selon les résultats obtenus et présentés dans le tableau on peut remarquer ce qui suit :

- DCO : $q_{e,1,cal}$ (PPO) (292,62mg/g) < $q_{e,2,cal}$ (PSO) (329,03 mg/g) proche de $q_{e,exp}$ (324mg/g)

Il semble alors que le modèle Pseudo-second-ordre est mieux adapté que le modèle pseudo-premier-ordre pour la modélisation de la cinétique d'adsorption des polluants représentés par la DCO car $q_{e,2,cal}$ 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 BNO est en grande partie chimique. L'application du modèle Elovich avec un coefficient de détermination $R^2 = 0,967 > R^2 = 0,911$ (pour PSO) > $R^2 = 0,852$ (pour PPO) confirme que l'adsorption chimique est prédominante de ces polluants à la surface de BNO.

Alors, comme le montre le schéma présenté dans la [Figure 34](#), la rétention de ces polluants à la surface du charbon actif peut se produire par complexation, échange ionique et/ou par précipitation de surface ([Tran et al, 2017](#)).

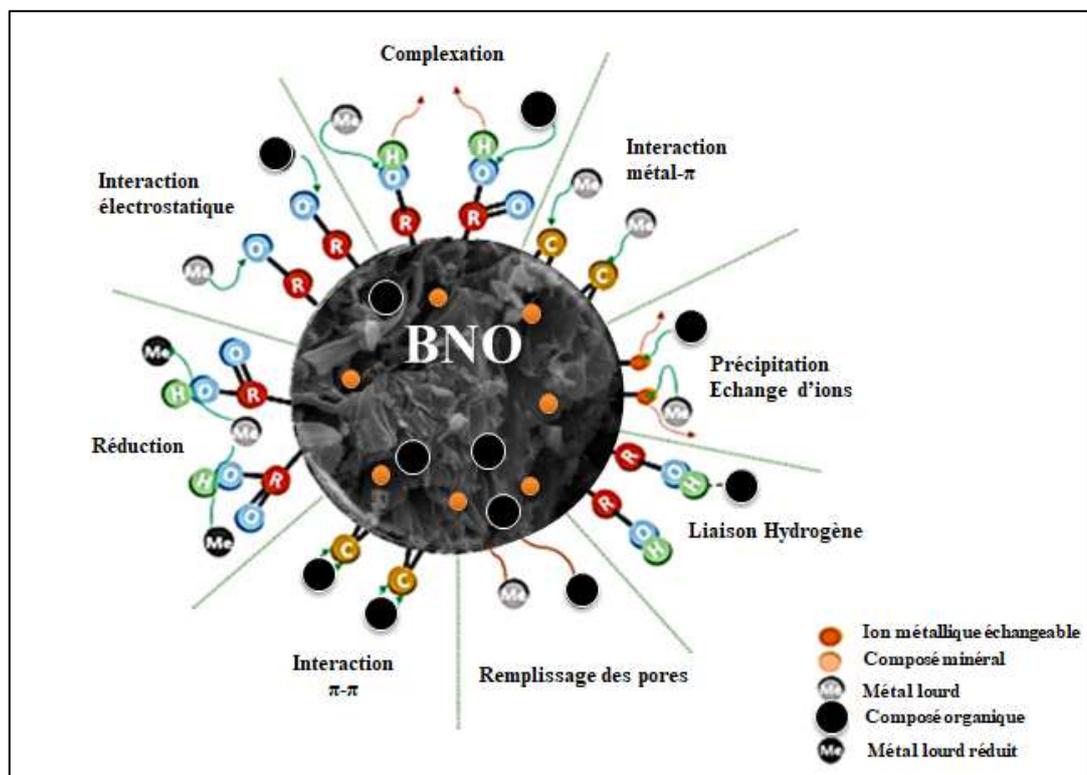


Figure 34 : Mécanismes possibles d'adsorption des ions métalliques et de la matière organique sur le biochar ([Fdez-Sanromán et al., 2020](#)).

II.2.2.2 Effet de la dose de l'adsorbant et du pH

Afin d'étudier l'effet de la dose de l'adsorbant sur l'efficacité de l'élimination de la DCO de l'eau de rejet, des essais d'adsorption ont été réalisés en testant des doses variables de l'adsorbant (0,5 à 10 g/L). L'agitation a été maintenue à 4 heures.

Les résultats présentés dans la [Figure 35a](#) montrent que l'efficacité d'élimination de DCO augmente avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant. Ce résultat peut être expliqué par le fait que lorsque la quantité de l'adsorbant est faible, les sites actifs pour la liaison des composés organiques et inorganiques sur la surface du BNO sont moins nombreux, donc l'efficacité d'adsorption est faible. Lorsque la dose de l'adsorbant augmente, davantage de sites actifs seront disponibles, ce qui entraîne une augmentation de l'efficacité d'adsorption jusqu'à saturation ([Slimani et al.,2017](#)).

L'effet du pH initial de la solution (allant de 2 à 10) sur l'adsorption de DCO a été étudié en présence de 4 g/L de BNO et à 4 heures de temps de contact. Selon les résultats obtenus qui sont présentés dans la [Figure 35b](#), on peut distinguer que l'efficacité de l'élimination de la DCO a été significativement influencée par le pH initial de la solution. L'efficacité de l'adsorption a relativement augmenté avec l'augmentation du pH de 2 à 10.

La faible efficacité d'adsorption à pH acide peut être attribuée à l'abondance des ions H^+ , car ils entrent en forte compétition avec le polluant s'il est chargé positivement pour les sites d'adsorption disponibles du BNO. Au contraire, lorsque le pH augmente, la charge nette sur les surfaces des adsorbants devient négative en raison de la déprotonation des groupes OH de surface et les charges négatives augmentent avec le pH de la solution. Les surfaces avec des charges nettes négatives attirent les polluants chargés négativement dans les solutions par attraction électrostatique ([Chen et al.,2011](#) ; [Esfandiar et al., 2022](#)).

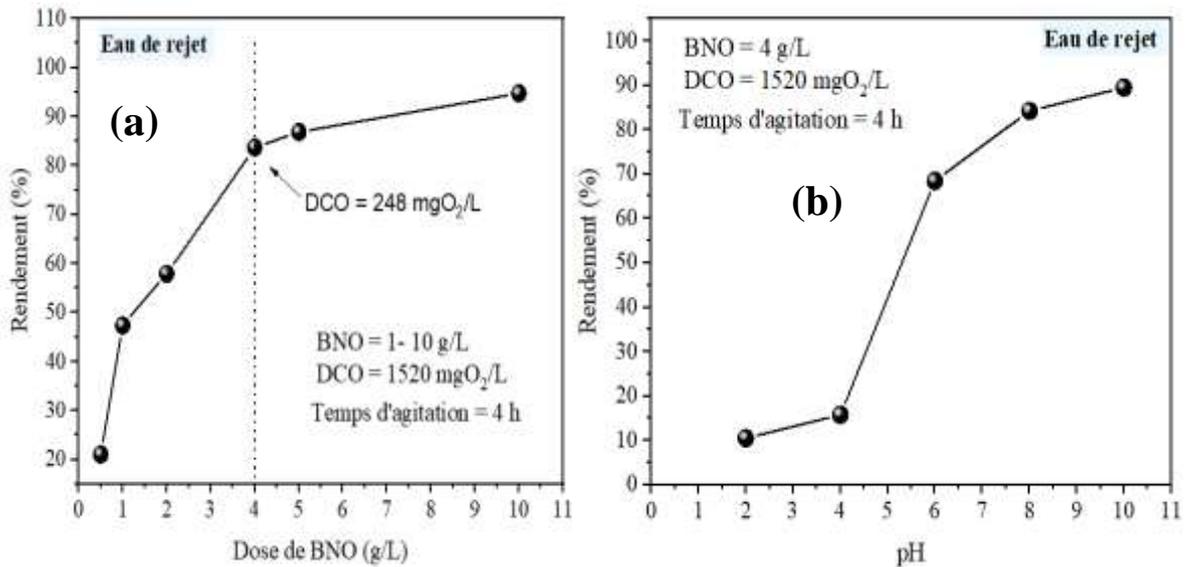


Figure 35 : Evolution des rendements d'élimination de la DCO en fonction (a) de la dose de l'adsorbant (BNO), (b) du pH initial des solutions traitées (temps de contact = 4 h ; T= 20 °C)

II.2.3 Résultats des essais combinaison Coagulation-floculation/Adsorption

Dans l'objectif d'économiser dans l'utilisation de fortes doses de coagulant (FeCl₃) et d'éviter d'avoir un fort taux de fer résiduel dans l'eau traitée, on a réalisé une combinaison entre les deux procédés testés.

- On a commencé le traitement par coagulation-floculation en introduisant une dose de coagulant de 100 mg/L. C'est une dose < à la dose optimale obtenue lors des essais précédents (FeCl₃ = 2500 mg/L, R%_{DCO} = 84,21 %, DCO_{finale} = 240 mgO₂/L) (Figure 28). Le rendement optimal de l'élimination de la DCO dans le cas de l'utilisation de 100 mg/L de FeCl₃ a été de 36,84 % (Figure 36) ce qui correspond à DCO_{finale} = 960 mgO₂/L.
- L'échantillon prélevé après coagulation-floculation a été soumis à des essais d'adsorption pendant 4 heures de temps de contact. Les essais ont été menés en faisant varier la dose de l'adsorbant de 0,5 g/L à 5 g/L. Sur la Figure 35, on peut constater que le rendement d'élimination de la DCO augmente avec l'augmentation de la dose de BNO. Ces rendements sont assez supérieurs aux rendements obtenus après application de l'adsorption seule (Figure 35 et Figure 36).

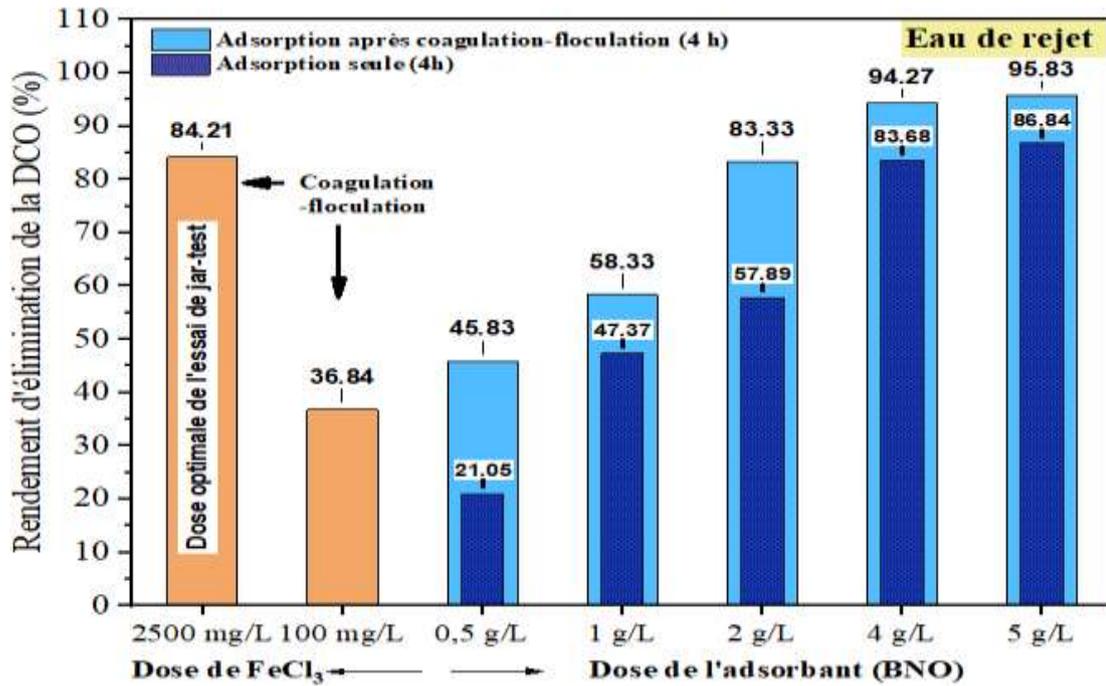


Figure 36 : Comparaison entre les rendements d'élimination de la DCO par coagulation-floculation, par adsorption et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption.

- On parallèle, au calcul du rendement de traitement, on peut remarquer que les valeurs de la DCO de l'échantillon ont subi une diminution remarquable (Figure 37). Après la combinaison entre les deux procédés, cette valeur devient conforme à la norme (250 mgO₂/L) à partir de l'utilisation de 2g/L de l'adsorbant (BNO). Ce qui confirme que la combinaison des deux procédés est bénéfique.

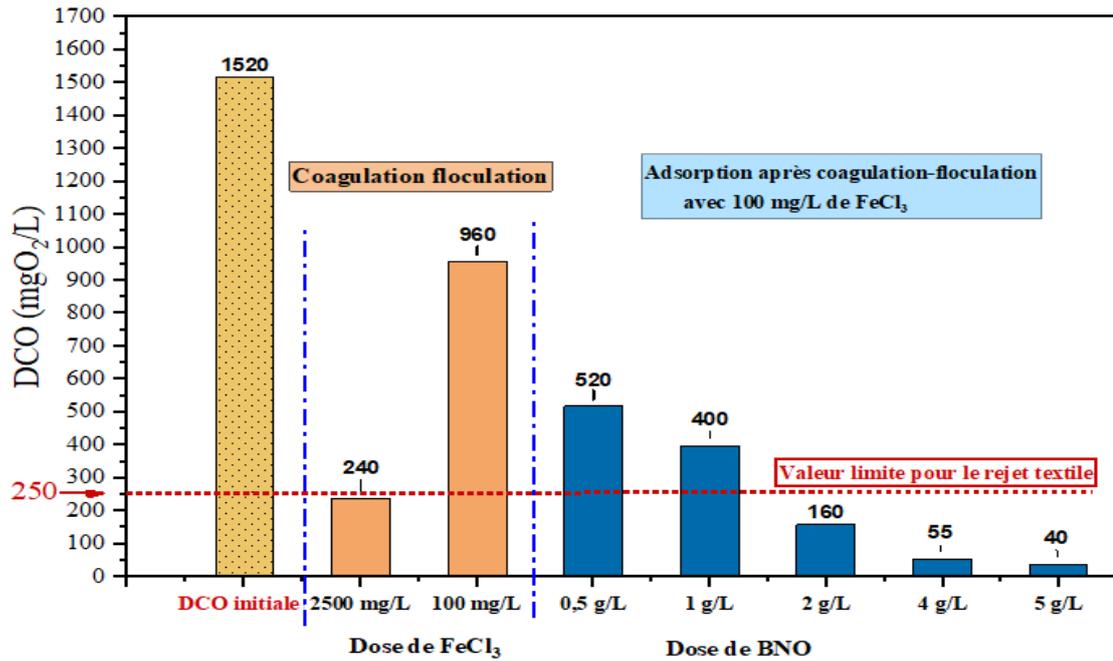


Figure 37 : Comparaison des valeurs finales de la DCO après traitement par coagulation-floculation, et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption avec la valeur limite imposé en Algérie pour les rejets liquides de l'industrie du textile.

- La couleur des échantillons après traitement par coagulation-floculation seule (par ajout de 100 mg/L de FeCl₃) est devenue plus claire après traitement de cet échantillon par adsorption sur BNO puis filtration sous vide (Figure 38).

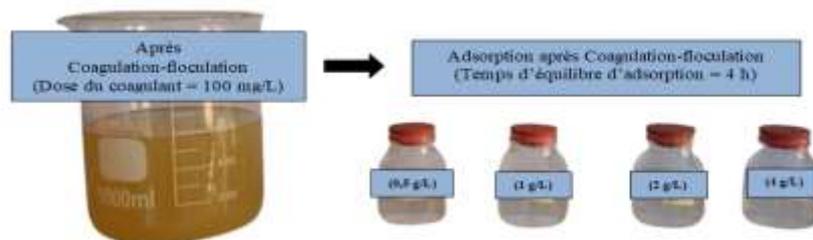


Figure 38 : Couleur des échantillons d'eau traitée après coagulation floculation seule et après essais de combinaison (Coagulation –floculation/Adsorption)

II.3 Résultats des essais de traitement d'un colorant utilisé dans l'industrie du textile

Selon les essais réalisés par Houchet (2023), en utilisant le même adsorbant (4 g/L de BNO), l'élimination du Rhodamine B (à 10 mg/L) est assez rapide car la cinétique d'adsorption a atteint son équilibre pendant 1 heure.

Dans le cadre de ce travail, on a testé la même procédure de traitement que pour les eaux de rejet. On a suivi l'évolution du rendement d'élimination du Rhodamine B (10 mg/L) d'une part, en fonction de la dose du coagulant (FeCl_3) (Figure 39b) et d'autre part, en fonction de la dose du biochar (BNO) (Figure 39a). Les mêmes observations que celles faites lors du traitement de l'eau de rejet ont été faites. L'efficacité d'élimination du colorant augmente avec l'augmentation de l'adsorbant de même avec l'augmentation de la dose du coagulant. Ce qui nous permet de conclure que le chlorure ferrique permet une élimination appréciable du colorant ainsi que l'adsorbant (BNO).

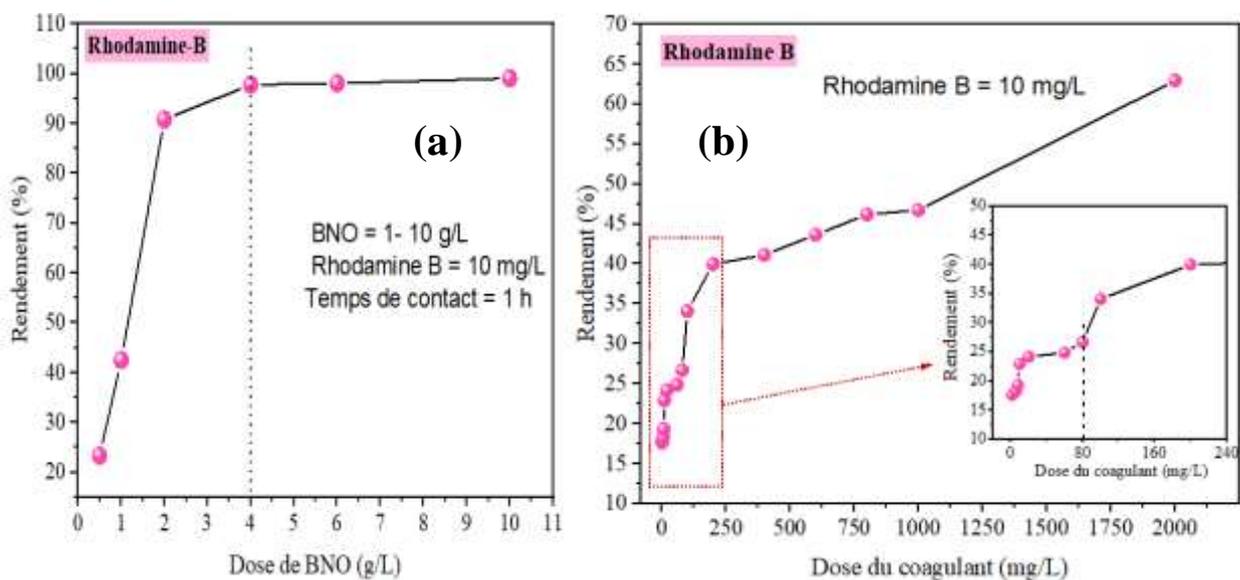


Figure 39 : Evolution du rendement d'élimination du Rhodamine B(a) en fonction de la dose du biochar (BNO) (b) en fonction de la dose du coagulant (FeCl_3).

De même qu'en eau de rejet, on a également appliqué la combinaison entre les deux procédés. Cet essai a été réalisé en traitant une solution de Rhodamine B (10 mg/L) par coagulation-floculation avec 80 mg/L de chlorure ferrique puis par adsorption sur le biochar (BNO) (Figure 40). Il semble évident que la combinaison a permis d'améliorer l'efficacité d'élimination du Rhodamine B par rapport au traitement par chaque procédé seul.

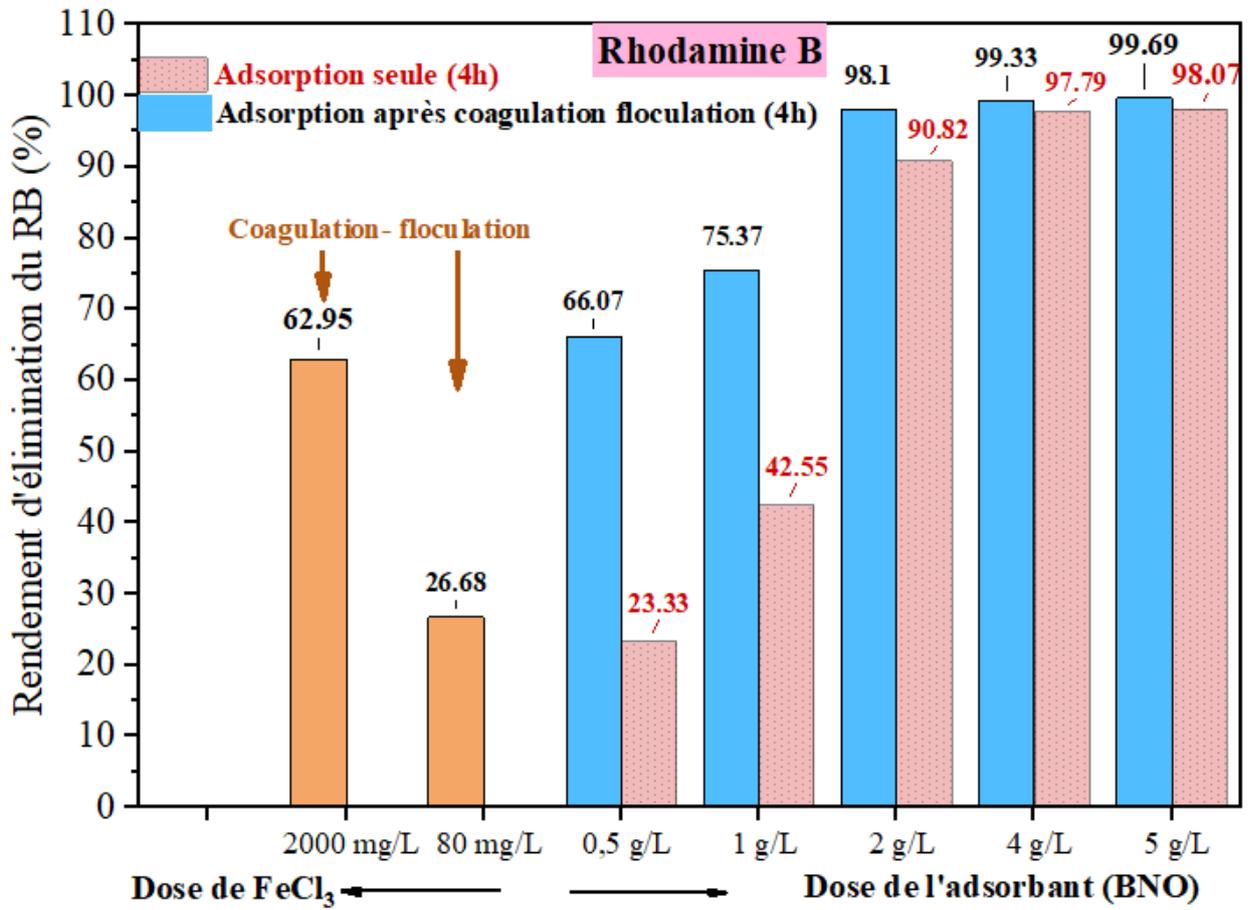


Figure 40 : Comparaison entre les rendements d'élimination du Rhodamine B par coagulation-floculation, par adsorption et par combinaison Coagulation-floculation/Adsorption.

II.4 Conclusion

A partir des résultats obtenus et discutés dans ce chapitre, il semble évident que la coagulation floculation au chlorure ferrique (FeCl_3) pourrait être une technique efficace pour le traitement des rejets textile ainsi que les colorants, mais il nécessite de fortes doses pour arriver à une efficacité élevée et un taux des paramètres de qualité conformes aux normes. L'adsorption par utilisation du biochar préparé à base de noyaux d'olive (BNO) nécessite une dose du biochar dépassant 4 g/L pour arriver à un rendement de traitement satisfaisant. La combinaison des deux procédés en commençant par la coagulation-floculation suivie par l'adsorption sur BNO a été une technique rentable. Ce résultat satisfaisant a été basé sur le fait que cette combinaison permet d'utiliser une plus faible dose du coagulant et de l'adsorbant par rapport à ceux nécessaires lors du traitement de chaque procédé seul.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'objectif de ce présent travail a été de tester l'efficacité du traitement de coagulation-floculation au chlorure ferrique et d'adsorption sur un matériau carboné préparé au laboratoire et leur combinaison sur le traitement des eaux usées de l'industrie du textile. Une application a été faite sur un colorant utilisé dans l'industrie du textile (Rhodamine B), afin de suivre l'effet de cette application sur un polluant parmi les polluants qui peuvent être présents dans le rejet liquide de l'industrie du textile.

Les résultats de la synthèse bibliographique concernant l'état de l'art sur le sujet traité et les résultats expérimentaux obtenus ont montré que :

- Les eaux produites par l'industrie textile sont caractérisées par des propriétés physico-chimiques qui varient selon le type de l'industrie et peuvent affecter les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques. Parmi ces caractéristiques on cite : pH, conductivité, turbidité, DCO, DBO₅, Métaux lourds, et couleur. De tels effluents nécessitent un traitement préalable avant de les rejeter dans le milieu récepteur.
- La coagulation-floculation est un procédé largement utilisé dans le traitement des eaux usées textiles, et il donne des bons rendements d'élimination en ce qui concerne la turbidité et la couleur et plus ou moins pour le DCO. L'élimination des polluants organique et inorganique par le procédé d'adsorption présente un grand intérêt vue les rendements importants obtenue et la facilité de processus et bien qu'un procédé écologique et économique dans le cas d'utilisation des biochars et des charbons actifs préparés à partir des résidus agricoles. Un certain nombre de chercheurs ont proposés la combinaison des deux processus différents afin de réduire les inconvénients des deux processus et de profiter de leurs avantages.

Les résultats des essais de traitement réalisés au niveau du laboratoire ont été très intéressants et on peut les résumer dans les points suivants :

Pour les essais de traitement de l'eau du rejet de l'industrie du textile :

- Lors de l'application de la coagulation-floculation : il a été évident qu'une augmentation de la dose de FeCl₃ a entraîné une amélioration significative de l'élimination de la DCO et de la turbidité. Le pH de l'eau a subi une diminution progressive avec l'augmentation de la dose du coagulant introduit. Il a diminué de 6,82 à 5,78 et à 2,3 pour des doses de coagulant de 100 mg/L et de 2500 mg/L (dose

Conclusion générale

optimale pour la DCO), respectivement. On peut constater que le rendement de réduction de la DCO est faible à pH acide et augmente avec l'augmentation du pH.

- Lors de l'application de l'adsorption sur le biochar à base de noyaux d'olive (BNO) : le temps d'équilibre n'a pas été atteint pendant les 5 heures d'agitation. Après 5 heures d'agitation, le rendement de réduction de la DCO a été de 84,21 %. L'application du modèle cinétique Elovich a été avec un coefficient de détermination $R^2 = 0,967 > R^2 = 0,911$ (pour PSO) $> R^2 = 0,852$ (pour PPO). Ce qui confirme que l'adsorption chimique des polluants présentés par la DCO à la surface de BNO a été prédominante. L'efficacité de l'élimination de la DCO a été significativement influencée par le pH initial de la solution. L'efficacité d'élimination de DCO augmente de 21,05 % à 94,74 % avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant (1 à 10 g/L).
- On parallèle, au calcul du rendement de traitement, on peut remarquer que les valeurs de la DCO de l'échantillon ont subi une diminution remarquable. Après la combinaison entre les deux procédés, cette valeur devient conforme à la norme (250 mgO₂/L) à partir de l'utilisation de 2g/L de l'adsorbant (BNO). Ce qui a confirmé que la combinaison des deux procédés a été bénéfique. La couleur des échantillons après traitement par coagulation-floculation seule (par ajout de 100 mg/L de FeCl₃) est devenue plus claire après traitement de cet échantillon par adsorption sur BNO puis filtration sous vide

Pour les essais de traitement d'un colorant (Rhodamine B) en solutions synthétiques :

- Les mêmes observations que celles faites lors du traitement de l'eau de rejet ont été faites. L'efficacité d'élimination du colorant a augmenté avec l'augmentation de l'adsorbant de même avec l'augmentation de la dose du coagulant. Ce qui nous a permis de conclure que le FeCl₃ permet une élimination appréciable du colorant ainsi que l'adsorbant (BNO). La combinaison entre les deux procédés a été réalisée en traitant une solution de Rhodamine B (10 mg/L) par coagulation- floculation avec 80 mg/L de chlorure ferrique puis par adsorption sur le biochar (BNO). Il a semblé évident que la combinaison a permis d'améliorer l'efficacité d'élimination du Rhodamine B par rapport au traitement par chaque procédé seul.

Comme perspective de ce travail, il serait souhaitable de réaliser des essais plus étendus sur plusieurs eaux de rejets de l'industrie du textile de caractéristiques physico-chimiques différentes, afin de cerner avec précision les limites d'application des techniques de traitement testées.

Références bibliographiques

Références

- Abu Bakar, N., Othman, N., Yunus, Z. M., Daud, Z., Salsabila Norisman, N., and Haziq Hisham, M., 2020. Physico-Chemical Water Quality Parameters Analysis on Textile. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 498(1), 012077. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/498/1/012077>
- Adachi, A., Soujoud, R., El Ouadrhiri, F., Moubchir, T., Hmamou, A., Eloutassi, N., and Lahkimi, A., 2023. Cactus and Holm Oak Acorn for Efficient Textile Wastewater Treatment by Coagulation-Flocculation Process Optimization Using Box-Benhken Design. *Journal of Ecological Engineering*, 24(6), 315-328. <https://doi.org/10.12911/22998993/162784>
- Adane, T., Adugna, A. T., Alemayehu, E., and Rehman, R., 2021. Textile Industry Effluent Treatment Techniques. *Journal of Chemistry*, 2021, 1-14. <https://doi.org/10.1155/2021/5314404>
- Ahmed, S., Aktar, S., Zaman, S., Jahan, R.A., Bari, M.L., 2020. Use of natural bio-sorbent in removing dye, heavy metal and antibiotic-resistant bacteria from industrial wastewater. *Appl. Water Sci.* 10 (5), 1–11.
- Alaqarbeh, M., 2021. Adsorption phenomena: definition, mechanisms, and adsorption types: short review. *RHAZES: Green and Applied Chemistry*, 13, 43-51
- Alazaiza, M., Albahnasawi, A., Ali, G., Bashir, M., Nassani, D., Al Maskari, T., Amr, S., and Abujazar, M., 2022. Application of Natural Coagulants for Pharmaceutical Removal from Water and Wastewater: A Review. *Water*, 14(2), 140. <https://doi.org/10.3390/w14020140>
- Al-Tohamy, R., Ali, S. S., Li, F., Okasha, K. M., Mahmoud, Y. A.-G., Elsamahy, T., Jiao, H., Fu, Y., and Sun, J., 2022. A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 231, 113160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113160>
- Amalina, F., Razak, A.S.A., Krishnan, S., Zularisam, A.W., Nasrullah, M., 2022a. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for organic contaminants removal in water –A review. *J. Hazardous Mater. Adv.* 7, 100092. <https://doi.org/10.1016/J.HAZADV.2022.100092>
- Assila, O., Tanji, K., Zouheir, M., Arrahli, A., Nahali, L., Zerrouq, F., Kherbeche, A., and Pérez, P. A., 2020. Adsorption Studies on the Removal of Textile Effluent over Two Natural Eco-Friendly Adsorbents. *Journal of Chemistry*, 2020, 1-13. <https://doi.org/10.1155/2020/6457825>
- Badawi A.K, Salam R , and Mostafa M M M., 2023. Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: a review of recent developments, *RSC Advances*, 13 (28), 19335. <https://doi.org/10.1039/d3ra01999c> <https://rsc.li/rsc-advances>.
- Badawi, A. K., and Zaher, K., 2021. Hybrid treatment system for real textile wastewater remediation based on coagulation/flocculation, adsorption and filtration processes: Performance and economic evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101963. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101963>

- Badawi, A. K., Salama, R. S., and Mostafa, M. M. M., 2023. Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: a review of recent developments. *RSC advances*, 13(28), 19335-19355. <https://doi.org/10.1039/d3ra01999c>
- Bal, G., and Thakur, A., 2022. Distinct approaches of removal of dyes from wastewater: A review. *Materials Today: Proceedings*, 50, 1575-1579. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.09.119>
- Bashaye, T., 2015. The Physico-Chemical Studies of Wastewater in Hawassa Textile Industry. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 02(04). <https://doi.org/10.4172/2380-2391.1000153>
- Behera, M., Nayak, J., Banerjee, S., Chakraborty, S., and Tripathy, S. K., 2021. A review on the treatment of textile industry waste effluents towards the development of efficient mitigation strategy: An integrated system design approach. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105277. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105277>
- Benkhaya, S., Souad, M., Harfi, A.El, 2020. A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. *Inorg. Chem. Commun.* 115, 107891. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.107891>
- Bezerra de Araujo, C. M., Filipe Oliveira do Nascimento, G., Rodrigues Bezerra da Costa, G., Santos da Silva, K., Salgueiro Baptistella, A. M., Gomes Ghislandi, M., and Alves da Motta Sobrinho, M., 2019. Adsorptive removal of dye from real textile wastewater using graphene oxide produced via modifications of hummers method. *Chemical Engineering Communications*, 206(11), 1375-1387. <https://doi.org/10.1080/00986445.2018.1534232>
- Bidu, J. M., Van der Bruggen, B., Rwiza, M. J., and Njau, K. N., 2021. Current status of textile wastewater management practices and effluent characteristics in Tanzania. *Water science and Technology*, 83(10), 2363-2376. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.133>
- Bousbih, S., Errais, E., Darragi, F., Duplay, J., Trabelsi-Ayadi, M., Daramola, M. O., and Ben Amar, R., 2021. Treatment of textile wastewater using monolayered ultrafiltration ceramic membrane fabricated from natural kaolin clay. *Environmental technology*, 42(21), 3348-3359. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1729242>
- Brevet APG-RCC : PCT / FR 99 / 00748 du 31 mars 1999.
- Castro-Gutiérrez, J., Celzard, A., and Fierro, V., 2020. Energy storage in supercapacitors: Focus on tannin-derived carbon electrodes. *Frontiers in materials*, 7, 217. <https://doi.org/10.3389/fmats.2020.00217>
- Cetinkaya, A. Y., and Bilgili, L., 2019. Life Cycle Comparison of Membrane Capacitive Deionization and Reverse Osmosis Membrane for Textile Wastewater Treatment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4203-0>
- Chen X, Chen G, Chen L, Chen Y, Lehmann J, McBride MB, and Hay AG., 2011. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresource Technology* 102: 8877–8884. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.078>

- Chen, S., Qin, C., Wang, T., Chen, F., Li, X., Hou, H., Zhou, M., 2019. Study on the adsorption of dyestuffs with different properties by sludge-rice husk biochar: adsorption capacity, isotherm, kinetic, thermodynamics and mechanism. *J. Mol. Liq.* 285, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.04.035>
- Choo KH, Choi SJ, Hwang ED., 2007. Effect of coagulant types on textile wastewater reclamation in a combined coagulation/ultrafiltration system. *Desalination*, 202:262–270. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.063>
- Dey, S., and Islam, A., 2015. A review on textile wastewater characterization in Bangladesh. *Resources and Environment*, 5(1), 15-44. <https://doi.org/10.5923/j.re.20150501.03>
- Dotto, J., Fagundes-Klen, M. R., Veit, M. T., Palácio, S. M., and Bergamasco, R., 2019. Performance of different coagulants in the coagulation/flocculation process of textile wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 208, 656-665. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.112>
- Errais, E., Duplay, J., and Darragi, F., 2010. Textile dye removal by natural clay--case study of Fouchana Tunisian clay. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Environmental Technology*, 31(4), 373-380. <https://doi.org/10.1080/09593330903480080>
- Esfandiar N, Suri R, and McKenzie ER., 2022. Competitive sorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn from storm water runoff by five low-cost sorbents; Effects of co-contaminants, humic acid, salinity and pH. *Journal of Hazardous Materials* 423:126938. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126938>
- Faria PC, Orfão JJ, and Pereira MF., 2002. Mineralisation of coloured aqueous solutions by ozonation in the presence of activated carbon. *Water Res* 2005;39:1461–70. Fundac, ão do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA). Limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens; 2002, Portaria no 017/02
- Fdez-Sanromán, A., Pazos, M., Rosales E., and 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>
- Flood E. A. 1967. *The Solid-Gas Interface*, Volume 2. Marcel Dekker INC, New-York.
- Freundlich, H., 1907. Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57(1), 385-470. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>
- Furlan F.R, da Silva L.G. de M, Morgado A.F, de Souza A.A.U, de Souza S.M.A.G.U (2010) Removal of reactive dyes from aqueous solutions using combined coagulation/flocculation and adsorption on activated carbon, *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 5, 283-290, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.09.001>.
- Gale, M., Nguyen, T., Moreno, M., and Gilliard-AbdulAziz, K. L., 2021. Physiochemical Properties of Biochar and Activated Carbon from Biomass Residue: Influence of Process Conditions to Adsorbent Properties. *ACS omega*, 6(15), 10224-10233. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c00530>
- Geca, M., Wisniewska, M., and Nowicki, P., 2022. Biochars and activated carbons as adsorbents of inorganic and organic compounds from multicomponent systems - A review. [Review]. *Advances in colloid and interface science*, 305, 102687. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2022.102687>

Ghaly, A., Ananthashankar, R., Alhattab, M., and Ramakrishnan, V. V., 2014. Production, characterization and treatment of textile effluents: a critical review. *J Chem Eng Process Technol*, 5(1), 1-19. <http://dx.doi.org/10.4172/2157-7048.1000182>

GilPavas, E., Arbeláez-Castaño, P., Medina, J., Acosta, D.A., 2017. Combined electrocoagulation and electro-oxidation of industrial textile wastewater treatment in a continuous multi-stage reactor. *Water Sci. Technol.* 76, 2515–2525. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.415>.

GIRARD. P, (1981), Les allergies aux colorants. *SchweizRundschau Med., Praxis*,

Hamdaoui, O., and Naffrechoux, E., 2007. Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon: Part I. Two-parameter models and equations allowing determination of thermodynamic parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1-2), 381-394. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.021>

Hassaan, M. A., and El Nemr, A., 2017. Advanced Oxidation Processes for Textile Wastewater Treatment. *International Journal of Photochemistry and Photobiology*, 2(3), 85-93. <https://doi.org/10.11648/j.ijpp.20170203.13>

Ho, Y. S., and McKay, G., 2000. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. *Water research*, 34(3), 735-742. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00232-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00232-8)

Ho, Y., Porter, J., and McKay, G., 2002. Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: copper, nickel and lead single component systems. *Water, air, and soil pollution*, 141, 1-33. <https://doi.org/10.1023/A:1021304828010>

Houchet A., 2023. Etude de l'adsorption du cuivre et du Rhodamine-B sur un biochar à base de noyaux d'olive, Mémoire de Master en Hydraulique Urbaine, Département de génie civil et hydraulique, Université de Biskra, Algérie

Hu, Q., Lan, R., He, L., Liu, H., and Pei, X., 2023. A critical review of adsorption isotherm models for aqueous contaminants: Curve characteristics, site energy distribution and common controversies. *Journal of environmental management*, 329, 117104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117104>

Hu, Q., Pang, S., and Wang, D., 2022. In-depth insights into mathematical characteristics, selection criteria and common mistakes of adsorption kinetic models: A critical review. *Separation & Purification Reviews*, 51(3), 281-299. <https://doi.org/10.1080/15422119.2021.1922444>

Hussein, F. H., 2013. Chemical properties of treated textile dyeing wastewater. *Asian Journal of Chemistry*, 25(16). <https://doi.org/10.14233/ajchem.2013.15909A>

Iwuozor, K. O., 2019. Prospects and Challenges of Using Coagulation-Flocculation Method in the Treatment of Effluents. *Advanced Journal of Chemistry-Section A*, 2(2), 105-127

Jagaba, A. H., Birniwa, A. H., Usman, A. K., Mu'azu, N. D., Yaro, N. S. A., Soja, U. B., Abioye, K. J., Almabashi, N. M. Y., Al-dhawi, B. N. S., Noor, A., and Lawal, I. M., 2023. Trend and current practices of coagulation-based hybrid systems for pulp and paper mill effluent treatment: mechanisms, optimization techniques and performance evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 429, 139543. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139543>

- Ji, D., Xiao, C., An, S., Zhao, J., Hao, J., and Chen, K., 2019. Preparation of high-flux PSF/GO loose nanofiltration hollow fiber membranes with dense-loose structure for treating textile wastewater. *Chemical Engineering Journal*. 363, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.111>
- JORA. (2006) Official Journal of the Algerian Republic: Executive Order No. 06-141 of 19 April 2006.
- JORA. 2006. Journal officiel de la république Algérienne N °26, 24 Rabie El Aouel 1427 Correspondant au 23 avril 2006. Imprimerie Officielle, Les Vergers : Bir-Mourad Raïs. Alger. Algérie.
- Kadhom, M., Albayati, N., Alalwan, H., and Al-furaiji, M., 2020. Removal of dyes by agricultural waste. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. 16, 100259. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2020.100259>
- Karam, A., Bakhom, E.S., and Zaher, K., 2021. Coagulation/flocculation process for textile mill effluent treatment: experimental and numerical perspectives. *International Journal of Sustainable Engineering*. 14, 983–995. <https://doi.org/10.1080/19397038.2020.1842547>
- Kishor, R., Purchase, D., Saratale, G. D., Saratale, R. G., Ferreira, L. F. R., Bilal, M., Chandra, R., and Bharagava, R. N., 2021. Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105012. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.105012>
- Lagergren, S. K., 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Sven. Vetenskapsakad. Handlingar*, 24, 1-39
- 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>
- Liew, R. K., Azwar, E., Yek, P. N. Y., Lim, X. Y., Cheng, C. K., Ng, J.-H., Jusoh, A., Lam, W. H., Ibrahim, M. D., and Ma, N. L., 2018. Microwave pyrolysis with KOH/NaOH mixture activation: a new approach to produce micro-mesoporous activated carbon for textile dye adsorption. *Bioresource Technology*, 266, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.051>
- Lokhande, R.S. Singare, P. U., and Pimple, D. S., 2012. Study on Physico-Chemical Parameters of Waste Water Effluents from Taloja Industrial Area of Mumbai, India. *International Journal of Ecosystem*, 1(1), 1-9. <https://doi.org/10.5923/j.ije.20110101.01>
- Manholer, D. D., de Souza, M. T. F., Ambrosio, E., Freitas, T., Geraldino, H. C. L., and Garcia, J. C., 2019. Coagulation/flocculation of textile effluent using a natural coagulant extracted from *Dillenia indica*. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 80(5), 979-988. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.342>
- Manikandan, P., Palanisamy, P., Baskar, R., Sivakumar, P., and Sakthisharmila, P., 2015. Physico chemical analysis of textile industrial effluents from Tirupur city, *International Journal of Advance Research In Science And Engineering*, 4(2), 93-104

- Merzouk, B., Madani, K., and Sekki, A., 2010. Using electrocoagulation–electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. *Desalination*, 250(2), 573-577. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.026>
- Metin, S., and Çifçi, D. İ., 2023. Chemical industry wastewater treatment by coagulation combined with Fenton and photo-Fenton processes. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 98(5), 1158-1165. <https://doi.org/10.1002/jctb.7321>
- Mohabansi, N. P., Tekade, P., and Bawankar, S., 2011. Physico-chemical and microbiological analysis of textile industry effluent of Wardha region. *Current world environment*, 1, 40-44. <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.6.1.24>
- Mukhlis M.Z.B., Khan M.M.R., Islam A.R., Akanda A.N.M.S., 2016. Removal of reactive dye from aqueous solution using coagulation–flocculation coupled with adsorption on papaya leaf, *Journal of Mechanical Engineering and Sciences (JMES)*, 10 (1), 1884-1894, <http://dx.doi.org/10.15282/jmes.10.1.2016.12.0180>
- Oriekhova, O., and Stoll, S., 2014. Investigation of FeCl₃ induced coagulation processes using electrophoretic measurement, nanoparticle tracking analysis and dynamic light scattering: Importance of pH and colloid surface charge. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 461, 212–219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2014.07.049>
- Paraschiv D, Tudor C, and Petrariu R., 2015. The Textile Industry and Sustainable Development: A Holt–Winters Forecasting Investigation for the Eastern European Area. *Sustainability*. 7(2):1280-1291. <https://doi.org/10.3390/su7021280>
- Prasetyo, H., Norrdin, M. N. A. M., Othman, M. H. D., Jaafar, J., Yoshioka, T., Li, Z., and Rahman, M. A., 2022. Technologies for treating wastewater from textile industry: A review. *Materials Today: Proceedings*, 65, 3066-3072. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.214>
- Qiu, H., Lv, L., Pan, B.-c., Zhang, Q.-j., Zhang, W.-m., and Zhang, Q.-x., 2009. Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 10(5), 716-724. <https://doi.org/10.1631/jzus.A0820524>
- Raj, S., Singh, H., and Bhattacharya, J., 2023. Treatment of textile industry wastewater based on coagulation–flocculation aided sedimentation followed by adsorption: Process studies in an industrial ecology concept. *Science of The Total Environment*, 857, 159464. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159464>
- Rana, S., and S. Suresh., 2017. Comparison of Different Coagulants for Reduction of COD from Textile Industry Wastewater. *Materials Today: Proceedings*, 4 (2): 567–574. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.01.058>
- Rodier J., Legube B., Merlet N. et Coll. 2009. L’analyse de l’eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9^{ème} Ed., Dunod, Paris.
- Saini, P., Bulasara, V. K., and Reddy, A. S., 2018. Performance of a new ceramic microfiltration membrane based on kaolin in textile industry wastewater treatment. *Chemical Engineering Communications*, 206(2), 227-236. <https://doi.org/10.1080/00986445.2018.1482281>

- Sakhi, D., Elmchaouri, A., Rakhila, Y., Abouri, M., Souabi, S., Hamdan, M., and Jada, A., 2020. Optimization of the treatment of a real textile wastewater by coagulation-flocculation processes using central composite design. *Desalination and Water Treatment*, 195, 33-40. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25929>
- Samuchiwal, S., Vishwakarma, R., Singh, N. V., Kalia, S., Wadhawan, G., Ahammad, S. Z., and Malik, A., 2022. Integration of coagulation-flocculation process for improved solid-liquid separation of anaerobically treated textile effluent. *Separation Science and Technology*, 58(4), 721-736. <https://doi.org/10.1080/01496395.2022.2140437>
- Saritha, V., Srinivas, N., and Srikanth Vuppala, N. V., 2015. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. *Applied Water Science*, 7(1), 451-460. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0262-y>
- Sefaoui, A. K., Khechekhouche, A., Daouadji, M. Z.-D., and Idrici, H., 2021. Physico-chemical investigation of wastewater from the Sebdou-Tlemcen textile complex North-West Algeria. *Indonesian Journal of Science and Technology*, 6(2), 361-370. <https://doi.org/10.17509/ijost.v6i2.34545>
- Shabanizadeh H, and Taghavijeloudar M, 2023. A sustainable approach for industrial wastewater treatment using pomegranate seeds in flocculation-coagulation process: Optimization of COD and turbidity removal by response surface methodology (RSM), *Journal of Water Process Engineering*, 53 103651, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103651>.
- Sharma, A., Syed, Z., Brighu, U., Gupta, A.B., Ram, C., 2019. Adsorption of textile wastewater on alkali-activated sand. *J. Clean. Prod.* 220, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.236>.
- Slama, H. B., Chenari Bouket, A., Pourhassan, Z., Alenezi, F. N., Silini, A., Cherif-Silini, H., Oszako, T., Luptakova, L., Golińska, P., and Belbahri, L., 2021. Diversity of synthetic dyes from textile industries, discharge impacts and treatment methods. *Applied Sciences*, 11(14), 6255. <https://doi.org/10.3390/app11146255>
- Slatni, I., Dhiffalah, A., Elberrichi, F. Z., Fardjaoui, N. E. H., Guendouzi, A., Duplay, J., Gasmi, B., and Maoui, A., 2022. Investigation of adsorption properties of modified DD kaolins to microporous material type 13X zeolite in treatment of textile industry effluent: experiments and theoretical approach. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 7(3), 415-432. <https://doi.org/10.1007/s41207-022-00324-4>
- Slatni, I., Elberrichi, F. Z., Duplay, J., Fardjaoui, N. E. H., Guendouzi, A., Guendouzi, O., Gasmi, B., Akbal, F., and Rekkab, I., 2020. Mesoporous silica synthesized from natural local kaolin as an effective adsorbent for removing of Acid Red 337 and its application in the treatment of real industrial textile effluent. *Environmental science and pollution research international*, 27(31), 38422-38433. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08615-5>
- Slimani R, El Ouahabi I, Elmchaouri A, Cagnon B, El Antri S, and Lazar S., 2017. Adsorption of copper (II) and zinc (II) onto calcined animal bone meal. Part I: Kinetic and thermodynamic parameters. *Chemical Data Collections*. 9-10: 184-196. <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2017.06.006>

- Solanki, M., Suresh, S., Das, S. N., and Shukla, K., 2013. Treatment of real textile wastewater using coagulation technology. *International Journal of ChemTech Research*, 5(2), 610-615
- Sonal, S., and Mishra, B. K. 2021. Role of Coagulation/Flocculation Technology for the Treatment of Dye Wastewater: Trend and Future Aspects. In A. Singh, M. Agrawal and S. B. Agrawal (Eds.), *Water pollution and management practices*: Springer Nature Singapore Pte Ltd. https://doi.org/10.1007/978-981-15-8358-2_13
- Soudani A., Youcef L., Youcef S., and Bulgariu L., 2022. Synthesis of biochars based on agricultural residues. Application in the adsorption of copper from aqueous solutions»1st International Conference on Engineering and Applied Natural Sciences (ICEANS 2022) on 10-13 May 2022 (Konya,Turkey).
- Sultana, M., Rownok, M. H., Sabrin, M., Rahaman, M. H., and Alam, S. N., 2022. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. *Cleaner engineering and technology*, 6, 100382. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>.
- Suopajarvi, T., 2015. Functionalized nanocelluloses in wastewater treatment applications. Doctoral thesis in Technology and Natural Sciences ACTA Universitatis Ouluensis C Te c h n i c a 5 2 6, Oulu. <https://urn.fi/URN:ISBN:9789526207797>
- Suopajarvi, T., 2015. Functionalized nanocelluloses in wastewater treatment applications. <https://urn.fi/URN:ISBN:9789526207797>
- Tardat-Henry M. et Beaudry J. 1984. Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile. INC, Québec
- Tran, H. N., You, S.-J., Hosseini-Bandegharai, A., and 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>
- Wang, J., and Guo, X., 2020. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous Materials*, 390, 122156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>
- Xie, X., Liu, N., Ping, J., Zhang, Q., Zheng, X., and Liu, J., 2018. Illumina MiSeq sequencing reveals microbial community in HA process for dyeing wastewater treatment fed with different co-substrates. *Chemosphere*, 201, 578–585. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.025>
- Yaseen, D. A., and Scholz, M., 2018. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(2), 1193-1226. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130z>
- Youcef, S .2022. Etude de la rétention individuelle et binaire des métaux lourds (Cu et Zn) par adsorption sur charbon actif, Thèse de doctorat en Hydraulique, option: Hydraulique Urbaine, Département de genie civil et hydraulique, Université de Biskra, Algérie.
- Zhang, Q., Xie, X., Liu, Y., Zheng, X., Wang, Y., Cong, J., Yu, C., Liu, N., Liu, J., Sand, W., 2019. Fructose as an additional co-metabolite promotes refractory dye degradation: performance and mechanism. *Bioresour. Technol.* 280, 430–440. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.046>

Zheng, J., Zhao, R., Uliana, A. A., Liu, Y., de Donnea, D., Zhang, X., Xu, D., Gao, Q., Jin, P., Liu, Y., Volodine, A., Zhu, J., and Van der Bruggen, B., 2022. Separation of textile wastewater using a highly permeable resveratrol-based loose nanofiltration membran with excellent anti-fouling performance. *Chemical Engineering Journal*, 434, 134705. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134705>

Lien (Consultés en Mai 2024) :

<https://texalg.dz/>.

<https://brainly.com/question/39629437>

<http://technique.eau.free.fr/index.php?coagulationfloculation=coagulationfloculation>