

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
République Algérienne Démocratique et Populaire  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل  
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



**MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME  
D'INGENIEUR ET DE MASTER EN SCIENCES DE LA MER**

**OPTION : Ingénierie de l'environnement marin et côtier**

**Thème**

**Étude de la valorisation d'une biomasse marine en  
vue de son utilisation pour le traitement de l'eau**

Présenté par :

**TAHAR DJEBBAR Linda**  
**REMMACHE Hiba**

Soutenu le 03 /07/2024 devant le jury suivant :

Mme ALOUACHE Souhila	Professeur	(E.N.S.S.M.A.L)	Présidente
Mr KADA Mohamed	MAA	(E.N.S.S.M.A.L)	Examinateur
Mme DJAHNIT Nora	MCA	(E.N.S.S.M.A.L)	Promotrice
Mme MEHIDI Houria	Doctorante	(E.N.S.S.M.A.L)	Co-promotrice

**Promotion 2023 /2024**

# REMERCIEMENT

---

## REMERCIEMENT

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude et nos sincères remerciements à tous ceux qui nous ont soutenus tout au long de notre parcours universitaire.

Nous adressons une reconnaissance particulière à notre promotrice, Madame **DJAHNIT N**, pour son encadrement exceptionnel, ses conseils avisés et son soutien constant tout au long de ce projet. Sa rigueur et son expertise ont été des éléments clés dans la réalisation de ce travail.

Nous remercions également notre co-promotrice, Madame **MEHIDI. H**, pour son aide précieuse et ses encouragements. Ses suggestions et ses remarques pertinentes ont considérablement enrichi cette recherche.

Nous souhaitons aussi exprimer notre reconnaissance à Monsieur **OTMANI. H**, pour avoir consacré du temps à organiser une sortie, ce qui a été très bénéfique pour l'avancement de ce projet.

En particulier, nous tenons à remercier chaleureusement **ALOUACHE Souhila** qui nous a fait l'honneur de présider ce jury. Nous remercions également les membres du jury, **KADA Mohamed**, pour avoir bien voulu examiner ce travail, pour leur temps précieux, leurs commentaires constructifs et leurs suggestions qui ont grandement amélioré la qualité de notre mémoire.

Nos remerciements vont également à toute l'équipe du laboratoire de l'École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral pour leur soutien technique et logistique, sans lequel ce projet n'aurait pas pu aboutir : notamment à la responsable des laboratoires de l'ENSSMAL, Mme **REFASS**, ainsi qu'à Mr. **YOUCEF**, et à l'ensemble des techniciens et ingénieurs des laboratoires, en particulier : Mr. **AROUA**, Mme **HOUDA**, Mme **AMINA** et Mr. **MALIK**, Mr. **ALI**.

Enfin, nous remercions le doctorant **RADJAI. A** pour son aide précieuse et ses conseils judicieux qui ont grandement facilité notre travail.

Nous tenons également à exprimer notre sincère gratitude à l'incubateur Bleu et à Mme **MAOUEL** pour les formations exceptionnelles qu'ils ont offertes, ainsi qu'aux formateurs talentueux qu'ils ont mis à notre disposition. Grâce à leurs formations de qualité, nous avons pu acquérir les connaissances, les compétences et les outils nécessaires pour réussir dans nos parcours entrepreneuriaux.

# DEDICACE

---

## DEDICACE

*Avec une profonde gratitude, je dédie ce travail à tous ceux qui m'ont entouré, soutenu et encouragé. Votre amour, votre patience et votre soutien inébranlable ont été une source constante d'inspiration tout au long de ce parcours académique.*

*Je tiens également à me remercier moi-même pour ma patience et ma persévérance pendant les moments difficiles. Reconnaître mes propres efforts et ma détermination m'a aidé à surmonter les obstacles tout au long de ce parcours académique.*

*A ma mère **AICHA** mon pilier inébranlable, je dédie ce travail. C'est grâce à toi, maman, que j'ai trouvé la force et la détermination pour avancer sur ce chemin que Dieu te protège, maman, et t'accorde santé, longue vie et bonheur.*

*À mon regretté père **AHMED**, que Dieu ait pitié de lui, dont la mémoire reste une source d'inspiration profonde, je dédie également ce travail. Ton soutien et ton exemple continuent de guider mes pas.*

*À mes sœurs, **DALILA, KHADIJA, HABIBA, RAZIKA, SAMIRA, et SARA**, ainsi qu'à mes frères **KHALIFA, ABD EL-KADER, et RAYEN**, je vous remercie pour votre amour inconditionnel et votre soutien constant.*

*Je suis également reconnaissant envers mes proches **MARWA, AYA, ABIR, FIRDAWS, SAFA, SENDOUS, RITADJ, RAZANE, FOUAD, SOUHAIB et HAMADA**.*

*À mes proches, **RAHMA ET CHEYMA**, votre amitié m'a apporté lumière et réconfort à chaque étape, merci pour votre amitié sincère et votre encouragement constant.*

*Un merci à ma binôme **HIBA** .et merci à mes amis d'étude, **AMINA, FARAH, CHAIMA, MOUNIA, OMAR, ROUMAÏSSA(souzy) et KHAWLA**.*

*Votre influence positive restera à jamais gravée dans mon cœur et mes souvenirs.*

**LINDA**

# DEDICACE

---

## DEDICACE

À mes parents, **Aïssa** et **Samira** ;

*Je ne trouve pas les mots pour exprimer tout le respect et l'amour que je vous porte. Vos sacrifices pour mon éducation et mon bien-être sont inestimables. Merci pour votre soutien et votre amour constants depuis mon enfance. Que ce travail soit le fruit de vos sacrifices. Puisse Dieu vous accorder santé, bonheur et longue vie.*

À ma sœur **Ghofrane**, ta passion et ton soutien m'ont toujours inspirée. Merci pour ta motivation constante et tes encouragements, tu es une véritable lumière dans ma vie.

À mon frère **Rabah**, qui a apporté tant de bonheur et de rires dans ma vie. Merci pour les moments de bonheur .

À ma grand-mère **Mama**, qui n'est plus parmi nous : si vous étiez vivante, vous seriez fière de moi. Votre amour continue de me guider chaque jour. Je vous dédie ce travail en hommage à tout ce que vous avez fait pour moi.

À ma tante **Hanouna**, une tante exceptionnelle, dont la générosité et l'affection ont toujours été un refuge pour moi. J'espère que cette dédicace témoigne de ma reconnaissance et de mon amour.

À mon grand-père **Papa Haouas**, dont la sagesse et le soutien ont été une source d'inspiration pour moi. Merci pour votre amour et vos encouragements.

À mon grand-père **Mebarek** que Dieu ait son âme et mes grandes mères (**Aïcha** et **Fatima**) et à toute ma famille, de près ou de loin.

À mes chers amis, **Khawla**, **Souzy**, **Rahma**, **Chaima**, **Mounia**, **Djihane**, **Islem**, **Ikram**, **Souhir**, **Nada**, **Yasmine**, **Melissa**, **Selma**, **Houda**, **Hayem** ; Votre aide précieuse et votre amitié ont été inestimables.

Et enfin, à ma binôme **Linda**, qui m'a appris tant de choses, merci pour ton soutien moral, ta patience et ta compréhension tout au long de ce projet. Merci d'avoir été toujours là pour moi.

**HIBA**

## Sommaire

Thème .....	1
<b>Introduction générale.....</b>	<b>15</b>
<b>Chapitre I : Généralités .....</b>	<b>4</b>
I.1. L'eau entre l'usage vital et les défis de pollution .....	5
I.1.1. Pollution.....	5
I.1.2. Sources et types de pollution .....	5
I.1.2.1. Pollution due aux activités domestiques .....	5
I.1.2.2. Pollution due aux activités industrielles.....	6
I.1.2.3. Pollution due aux activités agricoles.....	7
I.1.4. Les colorants .....	7
I.1.4.1. Définition .....	8
I.1.4.2. Classification.....	8
I.1.4.3. Classification chimique.....	8
I.1.4.4. Classification tinctoriale.....	9
I.1.4.5. Toxicité des colorants synthétiques .....	10
I.1.4.5.1. Les dangers évidents .....	10
I.1.4.5.2. Les dangers à long terme.....	10
I.1.4.6. Le bleu de méthylène .....	11
I.1.4.6.1. Définition .....	11
I.1.4.5.2. Propriété physicochimique.....	11
I.2. Techniques de traitement des effluents .....	12
Les effluents de l'industrie textile présentent un défi environnemental majeur en raison de leur forte coloration et de leur composition complexe. Le traitement efficace de ces rejets nécessite une approche en plusieurs étapes, combinant diverses techniques pour éliminer les différents types de polluants présents. L'évaluation de la qualité des eaux traitées repose sur plusieurs paramètres clés, tels que la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biochimique en Oxygène (DBO5), et les Matières En Suspension (MES). Pour répondre aux normes environnementales strictes et minimiser l'impact sur les écosystèmes, une variété de méthodes de traitement a été développée. Ces techniques, allant des procédés physiques aux traitements chimiques et biologiques, sont souvent utilisées en combinaison pour maximiser leur efficacité. Dans ce contexte, il est crucial d'examiner les principales techniques de traitement des effluents textiles, en se concentrant sur leur principe de fonctionnement, leur efficacité et leurs domaines d'application spécifiques (Fernane, 2017).....	12
I.3. Biosorption comme méthode de traitement .....	7

# SOMMAIRE

---

I.3.1. Définition de biosorption .....	7
I.3.2. Types d'interactions adsorbant-adsorbat.....	8
I.3.3. Processus de la biosorption .....	9
I.3.4. Propriétés des biosorbants.....	10
I.3.4.1. Propriétés physiques .....	10
I.3.4.2. Propriétés chimiques .....	11
I.3.4.3 Propriétés en suspension aqueuse .....	11
I.3.5. Facteurs influençant la biosorption .....	12
Température : faible taux d'adsorption si la température est trop basse ou trop haut Taux d'adsorption plus élevé si la température est d'environ 30 °C (Katheresan et al., 2018).....	13
I.3.6. Les Avantages du processus de biosorption .....	13
I.4. Posidonia oceanica.....	14
I.4.1. Présentation de l'espèce .....	14
I.4.2. Systématique .....	14
I.4.3. Description écologique .....	15
I.4.4. Description biologique.....	15
I.4.5. Rôles de l'herbier de Posidonie .....	16
I.4.6. Le cycle de feuilles mortes de la <i>Posidonie</i> .....	17
I.4.6.1. Formation des aegagropiles.....	17
I.4.6.2. Composition chimique des aegagropiles.....	18
I.4.6.3. Utilisation des feuilles mortes de Posidonie .....	18
<b>CHAPITRE II :</b> .....	<b>4</b>
<b>MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>4</b>
Dans ce chapitre nous présentons les différentes étapes de conditionnement des fibres d'aegagropiles. Ensuite, les techniques d'analyse utilisées pour caractériser les échantillons seront détaillées. Enfin, l'adsorption du bleu de méthylène par les fibres d'aegagropiles sera explorée.....	31
II.1. Matériel.....	31
II.1.1 Produits chimiques.....	31
II.1.2. Verrerie et autres .....	31
Les manipulations effectuées ont nécessité l'utilisation de plusieurs verreries (Tab. 12). 31	
II.1.3. Appareils et systèmes de mesure .....	32
Pour comprendre le phénomène d'adsorption, plusieurs équipements et dispositifs de mesure sont employés pour mener les expériences nécessaires (Fig.8).....	32
II.2. Méthodes.....	34

# SOMMAIRE

---

II.2.1. Conditionnement de la biomasse.....	34
II.2.1.1. Collecte des pelotes.....	34
II.2.1.2. Prétraitement de la biomasse.....	35
II.2.1.3. Traitement de la biomasse.....	36
II.2.1.3.1. Biomasse naturelle.....	36
II.2.1.3.2. Biomasse protonée.....	36
II.2.1.3.3. Biomasse traitée au formaldéhyde.....	37
II.2.2. Caractérisation.....	37
II.2.2.1. Détermination de taux d'humidité.....	37
II.2.2.2. Détermination du pH de point de charge nulle ( $pH_{PZC}$ ).....	38
II.2.3. Étude de l'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres d'aegagropiles.....	39
II.2.3.1. Préparation et étalonnage de la solution du bleu de méthylène.....	40
Préparation de la solution mère.....	40
Préparation des solutions filles.....	40
II.2.3.2. Spectrophotométrie UV-visible.....	40
II.2.3.2.1. Le principe de la loi de Beer-Lambert.....	41
II.2.3.3. Test en batch.....	41
II.2.3.4. Étude de l'effet de la variation de la taille de fraction et capacité d'adsorption.....	42
II.2.3.5. Cinétique et capacité d'adsorption du bleu de méthylène par les trois types de biosorbants.....	43
II.2.3.6. Isothermes d'adsorption.....	44
II.2.3.7. Modélisation de la cinétique d'adsorption.....	45
II.2.3.8. Modélisation des isothermes d'adsorption.....	48
II.2.3.9. <b>Système de classification des isothermes</b> .....	52
II.2.3.10. Calcul d'erreurs.....	53
II.2.3.11. Étude de l'effet de la variation de la masse.....	54
II.2.3.12. Étude de l'effet de la variation de la température.....	54
II.2.3.13. Étude de l'effet de la variation du pH.....	55
<b>CHAPITRE III :</b> .....	<b>1</b>
<b>RESULTATS ET DISCUSSIONS</b> .....	<b>1</b>
III.1. Caractérisation des fibres d'aegagropiles.....	57
III.1.1. Détermination de taux d'humidité.....	57
III.1.2. Détermination de pH de point de charge nulle ( $pH_{PZC}$ ).....	58
III.2. Etude de l'adsorption du colorant sur les fibres d'aegagropiles.....	59
III.2.1. Courbe d'étalonnage.....	59
III.2.2. Etude de l'effet de la variation de la taille de fraction et capacité d'adsorption.....	60

# SOMMAIRE

---

III.2.3. Cinétique et capacité d'adsorption de bleu de méthylène par les trois types de biosorbants .....	62
III.2.4. Modélisation de la cinétique d'adsorption .....	65
III.2.5. Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène.....	70
III.2.6 Modalisation des isothermes .....	70
III.2.7 Comparaison avec d'autres biosorbants .....	76
III.2.8 Etude de l'effet de la variation de la masse.....	77
III.2.9 Etude de l'effet de la variation de la température .....	79
III.2.10 Etude de l'effet de la variation de pH.....	80
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>82</b>
Conclusion.....	83
<b>Référence bibliographique .....</b>	<b>87</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>95</b>
<b>Résumé .....</b>	<b>4</b>

# LISTE DES TABLEAUX

## Liste des Tableaux

Tableau 1: Exemples de pollutions produites par les industries de traitement de surfaces (Crini et al., 2007).....	7
Tableau 2: Exemples de polluants produits par les activités agricoles.....	7
Tableau 3: Propriétés physicochimiques du bleu de méthylène (Aarfane et al., 2014).....	11
Tableau 4: Techniques de filtration et leurs applications industrielles .....	13
Tableau 5: Principaux avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques et biologiques (Crini et al., 2007; Fernane, 2017).....	5
Tableau 6: Principaux avantages et inconvénients des procédés chimiques classiques, et procédés chimique avancés (Crini et al., 2007; Fernane, 2017).....	6
Tableau 7: Comparatif entre l'adsorption physique et chimique (Manole creangă, 2007) (Modifié).....	8
Tableau 8: Étapes du Processus d'Adsorption (Boughaita et al., 2017) (Modifié).....	10
Tableau 9 : La systématique de <i>Posidonia oceanica</i> (Short and Coles, 2014).....	15
Tableau 10: Composition chimique des aegagropiles (Allègue, 2011) (Modifié). .....	18
Tableau 11: Récapitulatif des caractéristiques des produits utilisés .....	31
Tableau 12: Inventaire de la verrerie utilisée au laboratoire. ....	32
Tableau 13: Concentrations et volumes prélevés pour la préparation des solutions filles. ....	40
Tableau 14: Les hypothèses des modèles les plus utilisés pour la modélisation des isothermes d'adsorption en phase liquide – solide. ....	51
Tableau 15 : Liste des fonctions d'erreurs $Q_{e_{mes}}$ : la quantité adsorbée expérimentales, $Q_{e_{cal}}$ : quantité adsorbées obtenues par les différentes modèles, n : le nombre de mesures effectuées, p : nombre de paramètres de chaque modèle (FOO and HAMEED, 2010). ....	53
Tableau 16: Teneurs en humidité obtenues pour les fibres de Posidonie et celles d'autres biomasses.....	57
Tableau 17: Résultats de calcul des paramètres du modèle de pseudo second-ordre.....	68
Tableau 18: Résultats de calcul des coefficients de corrélation, et des différentes valeurs d'erreurs pour tous les modèles appliqués à la cinétique d'adsorption du bleu de méthylène par les trois biosorbants....	69
Tableau 19: Résultats de la modélisation des isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les trois biosorbants par le modèle de Langmuir ; T = 20°C; 0,5 g/L de la biomasse (BN, BP et BF) ; pH = 7,06 ; temps de contact total=90min (BN), 120min (BP), 120min (BF) ; C0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120mg/l.....	74
Tableau 20: Résultats de calcul des coefficients de corrélation, et des différentes valeurs d'erreurs pour tous les modèles appliqués à la cinétique d'adsorption du bleu de méthylène par les trois biosorbants....	75
Tableau 21: Capacités d'adsorption maximales ( $Q_{max}$ en mg/g) pour l'élimination du bleu de méthylène par différents biosorbants .....	77

# LISTE DES FIGURES

## Liste des Figures

Figure 1: Les activités dans le ménage dans la rivière Brantas à Dinoyo Urban Village Malang City en pourcentage (%) .....	6
Figure 2 : Schéma illustrant le mécanisme de transport d'un adsorbant à travers un grain 1 : la diffusion externe, 2 : la diffusion interne dans les pores, 3 : la diffusion de surface.....	10
Figure 3: Propriétés des biosorbants.....	12
Figure 4: Les facteurs influençant la biosorption.....	13
Figure 5: Illustration de la posidonie et de l'herbier .....	14
Figure 6 : Description biologique <i>Posidonia oceanica</i> .....	16
Figure 7: Ensemble d'appareils et de systèmes de mesure utilisés au laboratoire .....	33
Figure 8: Carte géographique représentant la localisation des trois sites de collecte des aegagropiles de <i>Posidonia oceanica</i> .....	34
Figure 9: Les sites de récolte de biomasse d'aegagropiles de <i>Posidonia oceanica</i> a : La plage Chenoua ; b : La plage des ruines ; c : La plage galets.....	35
Figure 10: Prétraitement de la biomasse a : effilochage b : rinçage des fibres c : séchage .....	36
Figure 11: Préparation des trois biomasses a : biomasse naturelle b : biomasse protonée c : Formaldéhyde biomasse.....	37
Figure 12: Détermination de taux d'humidité .....	38
Figure 13: Préparation d'une plage de pH de 2 jusqu'à 11.....	39
Figure 14: Dispositif d'adsorption en Batch .....	42
Figure 15: Les trois taille fractions après tamisage a: $s > 400\mu\text{m}$ ; b: $s > 315\mu\text{m}$ ;.....	43
Figure 16: Les quatre principaux types d'isothermes selon.....	52
Figure 17: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de $\text{pH}_{\text{PZC}}$ pour BN .....	58
Figure 18: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de $\text{pHPZC}$ pour BP ...	58
Figure 19: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de $\text{pHPZC}$ pour BF ..	59
Figure 20: Quantité d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles) et effet de taille fraction ( $>400\mu\text{m}$ , $>315\mu\text{m}$ et $200\mu\text{m}$ ) $C_0= 20\text{mg/L}$ , $m=0,5\text{g}$ , $V=0.1\text{ L}$ , $\text{pH}=7,026$ , $T=20^\circ\text{c}$ . .....	61
Figure 21: Le rendement de fixation du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles) et effet de taille fraction ( $>400\mu\text{m}$ , $>315\mu\text{m}$ et $200\mu\text{m}$ ) $C_0= 20\text{mg/L}$ , $m=0,5\text{g}$ , $V=0.1\text{ L}$ , $\text{pH}=7,026$ , $T=20^\circ\text{c}$ .....	61
Figure 22: Effet des trois tailles fractions a: $s > 400\mu\text{m}$ ; b: $s > 315\mu\text{m}$ ; c: $s > 200\mu\text{m}$ .....	62
Figure 23: Quantité d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles ; BN, BP et BF) $C_0= 20\text{mg/L}$ , $m=0,5\text{g}$ , $V=0.1\text{ L}$ , $\text{pH}=7,026$ , $T=20^\circ\text{c}$ .....	64
Figure 24: Le rendement de fixation du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles ; BN, BP et BF) $C_0= 20\text{mg/L}$ , $m=0,5\text{g}$ , $V=0.1\text{ L}$ , $\text{pH}=7,026$ , $T=20^\circ\text{c}$ .....	64
Figure 25: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second- ordre ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; $0,5\text{ g/L}$ de BN ; $\text{pH} = 7,06$ ; $C_0 = 20\text{ mg/l}$ .....	66
Figure 26: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second- ordre ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; $0,5\text{ g/L}$ de BN ; $\text{pH} = 7,06$ ; $C_0 = 20\text{ mg/l}$ .....	66
Figure 27: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second- ordre ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ théoriques	

## LISTE DES FIGURES

(calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; 0,5 g/L de BN ; $\text{pH} = 7,06$ ; $C_0 = 20 \text{ mg/l}$ .....	67
Figure 28: Les isothermes d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de posidonie des trois biosorbants (BN, BP et BF).....	70
Figure 29 : a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; 0,5 g/L de BN ; $\text{pH} = 7,06$ ; temps de contact total=90min (BN) ; $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .....	72
Figure 30: a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; 0,5 g/L de BP ; $\text{pH} = 7,06$ ; temps de contact total=120min (BP) ; $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .....	72
Figure 31: a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à $20^\circ\text{C}$ , b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les $Q_e$ théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les $Q_e$ expérimentales ; $T = 20^\circ\text{C}$ ; 0,5 g/L de BF ; $\text{pH} = 7,06$ ; temps de contact total=120min (BF) ; $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .....	73
Figure 32: Histogramme représentant l'évolution des rendements de fixation (a) et la quantité absorbée (b) de bleu de méthylène en fonction de la variation de la masse de la biomasse (BN, BP et BF) ( $C_0=20 \text{ mg/g}$ , $T=20^\circ\text{C}$ , $\text{pH}=7,040$ , $t=(90\text{min (BN), 120min(BP et BF))}$ ). .....	78
Figure 33: Evolution de la capacité d'adsorption à l'équilibre(a) et le rendement de fixation (b) de bleu de méthylène sur les trois biosorbants (BN, BP et BF) à différentes températures (20, 30, 40 et $60^\circ\text{C}$ ) ; $C_0=20\text{mg/l}$ ; 0,5 de biomasse $\text{pH}=7,02$ .....	79
Figure 34: Evolution de la capacité d'adsorption à l'équilibre(a) et le rendement de fixation (b) de bleu de méthylène sur les trois biosorbants (BN, BP et BF) à différents pH ( $C_0=20\text{mg/l}$ , 0,5 de biomasse $T=20^\circ\text{C}$ . .....	80

# LISTE DES FORMULES

---

## Liste des Formules

(1).....	38
(2).....	41
(3).....	41
(4).....	43
(5).....	44
(6).....	45
(7).....	45
(8).....	46
(9).....	46
(10).....	46
(11).....	47
(12).....	47
(13).....	47
(14).....	48
(15).....	48
(16).....	48
(17).....	49
(18).....	49
(19).....	49
(20).....	49
(21).....	50
(22).....	50
23.....	73

# LISTE DES ACRONYMES

---

## Liste des Acronymes

- ENSSMAL : École supérieure nationale de science de la mer et aménagement de littorale
- BN : Biomasse naturelle
- BP : Biomasse protonée
- BF : Biomasse traitée au formaldéhyde
- OSC : Vitesse d'oscillation d'agitateur
- $\text{pH}_{\text{PZC}}$  : pH de point de charge nulle
- DO : Densité optique
- $I_0$  : Intensité de l'énergie lumineuse transmise
- $I$  : Intensité de l'énergie lumineuse émise
- $Q_a$  : Quantité adsorbée
- $F$  : Rendement de fixation
- $k_1$  : Constante de vitesse du modèle cinétique de pseudo premier ordre
- $K_2$  : Constante de vitesse d'adsorption pour le pseudo-second ordre
- $RL$  : Paramètre d'équilibre
- $Q_e$  : Quantités à l'équilibre
- $Q_t$  : Quantités à l'instant  $t$
- HYBRID : Fonction d'erreur fractionnelle hybride
- ARE : Erreur relative moyenne
- EABS : Somme des erreurs absolues
- MPSD : Pourcentage d'écart-type de Marquardt
- SRE : Coefficient et écart-type des erreurs relatives
- NSD : Écart-type normalisé
- RMSE : Erreurs quadratiques moyennes résiduelles
- ERRSQ : Somme des erreurs quadratiques

# LISTE DES ABREVIATIONS

---

## Liste des Abréviations

- HCl : Acide chlorhydrique
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> : Acide sulfurique
- HCHO : Formaldéhydes
- T : Taille, Temps
- H : Humidité en pourcentage massique (%)
- ms : Masse des fibres sèches (g)
- mt : Masse des fibres humides (g)
- C<sub>16</sub>H<sub>18</sub>ClN<sub>3</sub>S : Bleu de méthylène
- KNO<sub>3</sub> : Potassium nitrate
- CH<sub>2</sub>O : Formaldéhyde
- NaOH : Hydroxyde de sodium
- pH : Potentiel hydrogène
- kcal/mol : Kilocalorie par mole
- kJ/mol : Kilojoules par mole
- g : Gramme
- mg : Milligramme
- min : Minute
- ml : Millilitre
- A : Absorbance
- C<sub>e</sub> : Concentration effective des solutions
- ε : Coefficient d'extinction de la lumière
- l : Longueur de trajet
- C : Concentration de l'élément à doser
- μm : Micromètre
- mg/l : Milligramme par litre
- g/L : Gramme par litre
- mg/g : Milligramme par gramme
- °C : Degré Celsius
- X<sup>2</sup> : Test non linéaire du chi-carré
- N : Normalité

**Introduction générale**

# INTRODUCTION GENERALE

---

## Introduction

De nos jours, la préservation de la qualité de l'eau est devenue un enjeu crucial, tant pour la santé des écosystèmes aquatiques que pour la santé humaine (Mikosch et al., 2020 ; Touze, 2019). Selon (Yammad et al., 2023) l'eau joue un rôle essentiel dans la biodiversité et les activités agricoles. Cependant, son utilisation intensive dans différents secteurs expose les ressources hydriques à des risques de pollution croissants (Crini et al., 2007). La pollution de l'eau, causée par différentes activités humaines, constitue un défi majeur pour préserver cette ressource précieuse (Mason, 2007). La qualité de l'eau est altérée par des contaminants provenant de différentes sources, comme les activités domestiques, industrielles et agricoles, ce qui a un impact sur sa potabilité et son équilibre écologique (Adjagodo et al., 2016). Parmi les différents contaminants affectant les parties hydriques, les colorants synthétiques occupent une place significative en raison de leur utilisation répandue dans diverses industries (Tan et al., 2007). Ces colorants, caractérisés par leur toxicité et leur persistance, présentent des risques pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine (Karim et al., 2010). Afin de résoudre ce problème, diverses approches de traitement ont été examinées afin d'évaluer leur pertinence et leur efficacité. Ces méthodes incluent les approches physico-chimiques, telles que la flottation, la décantation, la filtration, et la précipitation chimique. D'un autre côté, les approches biologiques, telles que la biodégradation par des micro-organismes et le lagunage, offrent une alternative durable par l'utilisation des organismes vivants pour dégrader les polluants organiques (Crini et al., 2007). L'adsorption, notamment sur charbon actif, a été considérée comme la plus efficace et la plus largement utilisée (Namasivayam et al., 1998). Cependant, en raison du coût élevé et de la difficulté de régénération des charbons actifs, l'intérêt s'est porté sur la recherche d'adsorbants alternatifs tels que la bentonite (Ouakouak et al., 2020), les boues de déchets (Sarioglu and Atay, 2006) et les algues marines (Tahir et al., 2008). Dans cette situation, nous sommes intéressés à l'utilisation des aegagropiles de Posidonie en tant qu'adsorbant écologique provenant de la mer, qui allie efficacité et coût abordable. Les plantes marines racontent l'histoire de l'évolution de la vie végétale et de l'écologie dans l'environnement marin. Bien que la biodiversité marine est relativement faible en termes de nombre d'espèces comparée à celle des terres (Heip, 1998), ces organismes jouent un rôle très important dans les écosystèmes marins du monde entier (Boudouresque et al., 2006). Les Magnoliophytes marines, ces plantes qui se sont installées dans les eaux peu profondes (Abadie et al., 2018), offrent une vision captivante de l'évolution des plantes. Ils ont une histoire qui remonte à des millions d'années, depuis leur migration initiale des continents jusqu'à leur actuelle présence dans les milieux marins. Ils présentent les acteurs clés

## INTRODUCTION GENERALE

---

des écosystèmes côtiers, notamment *Posidonia oceanica*. En tant qu'élément essentiel et ingénieur des écosystèmes marins, l'herbier de *Posidonia oceanica* joue un rôle essentiel dans la préservation du littoral méditerranéen. La structure complexe de ses feuilles lui permet de diminuer l'effet de l'hydrodynamisme, aussi bien sous sa canopée que dans la colonne d'eau qui l'entoure (Boudouresque et al., 2006). Le fait qu'il puisse réduire la force des vagues le rend indispensable pour préserver les plages qui en dépendent (Blanc and Jeudy de Grissac, 1978). En outre, les feuilles mortes de Posidonie, rejetées par la mer, forment des banquettes le long des plages, où l'on trouve les aegagropiles ou pelotes de mer, des agrégats de fibres de Posidonie (Verhille and Gal, 2012).

En Algérie, l'herbier de *Posidonia oceanica* est principalement présent le long de la côte du pays, notamment dans la région de la Méditerranée occidentale. Les zones côtières de wilaya de Tipaza (Boumaza et al., 2022) où nous avons collecté les aegagropiles de Posidonie.

Dans la présente étude, nous avons cherché à évaluer la capacité d'adsorption des aegagropiles de *Posidonia oceanica*, pour éliminer les polluants. Nous avons collecté cette biomasse dans la wilaya de Tipaza, à partir de trois sites distincts : Chenoua, les Ruines et les Galets. La biomasse a ensuite été traitée de différentes manières : une a été protonée, une autre traitée au formaldéhyde et une autre naturelle. L'objectif de ce traitement est de comparer l'efficacité de ses trois biomasses dans le processus d'adsorption. Le bleu de méthylène a été utilisé comme colorant modèle pour cette étude.

Notre étude est divisée en trois principales parties :

La première partie de notre manuscrit, intitulée « Généralités », définit le contexte de notre étude et expose les différents thèmes abordés. Nous commençons par discuter de l'eau et son usage vital, en soulignant les défis posés par sa pollution et l'importance de trouver des solutions efficaces. Ensuite, nous explorons la biosorption comme méthode de traitement, en détaillant ses mécanismes et ses avantages par rapport aux méthodes traditionnelles. Enfin, nous présentons la Posidonie, couvrant sa description, son rôle, la formation et la composition des aegagropiles, ainsi que leurs utilisations.

Dans la deuxième partie, « Matériel et Méthodes », nous décrivons les aspects méthodologiques de notre étude. Nous commençons par détailler les sites de collecte des agrégats de Posidonie, Nous présentons également les différents types de biomasses utilisées dans notre étude comparative. Ensuite, nous décrivons les méthodes employées, y compris le conditionnement des biomasses collectées, les techniques de caractérisation pour analyser leurs propriétés

## INTRODUCTION GENERALE

---

physicochimiques, ainsi que les protocoles expérimentaux utilisés pour étudier l'adsorption du bleu de méthylène.

La troisième partie, « Résultats et Discussions », analyse en profondeur les résultats obtenus lors de nos expériences. Nous commençons par examiner les caractéristiques physicochimiques des trois types de biomasses. Ensuite, nous présentons les résultats de l'étude d'adsorption du bleu de méthylène, en comparant les performances des différents types de biomasses.

Enfin, nous concluons en récapitulant les principaux résultats de notre étude et en suggérant des pistes pour des recherches futures sur la valorisation des agrégats de Posidonie et d'autres biomasses naturelles pour le traitement des eaux usées.

# **Chapitre I : Généralités**

### **I.1. L'eau entre l'usage vital et les défis de pollution**

L'eau est indispensable pour l'humanité et les écosystèmes, grâce à son rôle crucial dans la préservation de la biodiversité (Mikosch et al., 2020) et l'exploitations agricoles (Touze, 2019). Selon le centre d'information sur les eaux, l'agriculture est l'activité humaine qui utilise la plus grande quantité d'eau, suivie de la production industrielle, de l'abreuvement des élevages, de l'usage domestique et commercial, ainsi que de l'irrigation, ce sont là les différents usages de l'eau (Yammad et al., 2023). Malheureusement, cette ressource précieuse est très inégalement répartie et souvent contaminée. C'est pourquoi les préoccupations environnementales concernant la contamination de l'eau par des substances chimiques et biologiques suscitent autant d'alarmes (Crini et al., 2007).

#### **I.1.1. Pollution**

La pollution de l'eau, est définie comme étant le phénomène de contamination des sources d'eau par diverses substances indésirables, telles que des composés chimiques, des agents pathogènes, des substances organiques et inorganiques, de la chaleur, des déchets, des matières radioactives, etc., rendant l'eau impropre à la consommation, ce qui a un impact négatif sur la santé humaine et environnementale (Mason, 2007).

#### **I.1.2. Sources et types de pollution**

Diverses sources et types de pollution, allant des rejets industriels aux déchets agricoles, créent ainsi des défis complexes pour la préservation de cette ressource vitale. Les principaux types de pollution des ressources en eau englobent :

##### **I.1.2.1. Pollution due aux activités domestiques**

Les rejets des activités domestiques constituent une préoccupation environnementale majeure en raison de la variété et de la quantité de déchets produits dans divers contextes comme les maisons, écoles, hôpitaux, hôtels, restaurants, marchés et magasins. Ces déchets comprennent des résidus organiques, des produits chimiques et des matières diverses, souvent mal gérés ou non traités conformément aux normes sanitaires et environnementales (Aurel and Jean-Jacques, 2018).

Dans l'étude de (Arum and Harisuseno., 2019), l'attention est portée la rivière Brantas à Dinoyo Urban Village, Malang City dans le but de comprendre les divers facteurs influençant la qualité de l'eau. L'accent a été mis spécifiquement sur les activités quotidiennes de ménage des résidents telles que le bain, le lavage et l'utilisation des toilettes, qui génèrent des eaux

usées domestiques. Ces activités ont un impact potentiel sur la qualité de l'eau des cours d'eau locaux (Fig. 1).

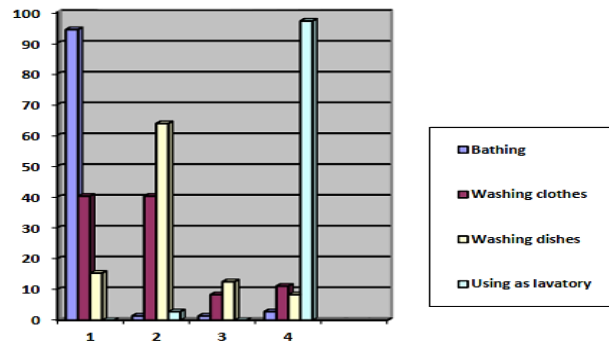


Figure 1: Les activités dans le ménage dans la rivière Brantas à Dinoyo Urban Village Malang City en pourcentage (%) (Arum and Harisuseno, 2019)

### I.1.2.2. Pollution due aux activités industrielles

La pollution industrielle, résultante des déchets et des produits toxiques produits par les activités industrielles, constitue une source importante de pollution. Des études récentes (Adjagodo et al., 2016 ; Zawierucha et al., 2016) ont mis en lumière la présence préoccupante de métaux lourds tels que le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc, ainsi que des colorants et des métalloïdes dans les cours d'eau, engendrant de sérieux problèmes environnementaux. Cette problématique, bien que significative, n'est qu'un exemple parmi une diversité encore plus large de défis environnementaux similaires à considérer (Tab. 1). Par ailleurs, d'autres activités industrielles telles que l'utilisation de goudrons pour les revêtements routiers, l'exploitation minière et l'exploitation pétrolière (Omo-Irabor et al., 2008), contribuent également à la contamination des eaux par des substances nocives comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Adjagodo et al., 2016). De plus, la présence croissante de microplastiques dans les environnements aquatiques, en provenance de sources diffuses, constitue un défi majeur pour la préservation de l'écosystème aquatique (Tan et al., 2022).

Tableau 1: Exemples de pollutions produites par les industries de traitement de surfaces (Crini et al., 2007).

Polluants	Origine
<b>Métaux</b>	Dépôts, anodisation.
<b>Cyanures</b>	Dégraissage, traitement thermique.
<b>Dérivés organo-halogénés</b>	Huiles chlorées, dégraissage, solvants, peintures.
<b>Fluorures</b>	Décapage, polissage, passivation.
<b>Matières en suspension</b>	Hydroxydes métalliques.
<b>Matières organiques</b>	Solvants, huiles, graisses.
<b>Matières azotées</b>	Décapage, dégraissage, gravure.
<b>Matières phosphorées</b>	Phosphatation, dégraissage.

### I.1.2.3. Pollution due aux activités agricoles

La pollution agricole est un sujet qui a été mis en évidence par plusieurs études, notamment celle de (Fu et al., 2022) qui soulignent leur lien étroit avec l'évolution de l'agriculture moderne. Les pesticides, devenus essentiels dans le processus de production des cultures, représentent une part significative de cette pollution, de même que l'utilisation excessive d'engrais, qu'ils soient chimiques ou organiques, comme l'ont également souligné les travaux de (Adjagodo et al., 2016). Il est important de noter que les résidus de pesticides peuvent s'accumuler dans les chaînes alimentaires, ce qui a un impact sur la santé humaine et animale (Astiz et al., 2012). (Tab. 2) résume les principaux polluants couramment observés dans les eaux contaminées, ainsi que les études de référence correspondantes.

Tableau 2: Exemples de polluants produits par les activités agricoles.

Polluants	Références
Engrais chimiques. Engrais organique. Pesticides.	(Adjagodo et al., 2016).
Produits agrochimiques. Éléments nutritifs de produits agrochimiques.	(Sharpley et al., 2015).
Matières organiques.	(Wen et al., 2017).
Résidus de médicaments.	(Boxall, 2012).

### I.1.4. Les colorants

Parmi les multiples sources de pollution, les colorants occupent une place significative en raison de leur omniprésence dans de nombreux secteurs industriels et de leur potentiel d'impact sur les écosystèmes et la santé humaine.

### I.1.4.1. Définition

Un colorant est une substance possédant deux propriétés distinctes : la couleur et la capacité à se fixer sur un support. Ils contiennent des chromophores qui déterminent leur couleur, ainsi que des auxochromes associés à un noyau aromatique pour favoriser leur fixation. Les matières colorantes se caractérisent par leur capacité à absorber les rayonnements lumineux dans le spectre visible (de 380 à 750 nm). Leur utilisation est très variée, allant de l'impression et la teinture des fibres textiles, papiers, cuirs, bois, plastiques et élastomères, à la préparation de peintures, encres d'imprimerie et vernis (Tan et al., 2007). Les colorants synthétiques organiques sont des composés utilisés dans de nombreux secteurs industriels tels que le domaine automobile, chimique, la papeterie et plus particulièrement le secteur de textile, la compatibilité entre les colorants et les textiles dépend de la structure chimique des colorants eux-mêmes et des caractéristiques des fibres sur lesquelles ils sont utilisés (Aarfane et al., 2014). Ils ont la réputation d'être des substances toxiques et persistantes dans l'environnement. Donc ils nécessitent des techniques physico-chimiques pour les dégrader (Karim et al., 2010).

### I.1.4.2. Classification

Généralement il existe deux modes de classification des colorants. Une classification chimique qui se base sur la constitution chimique des colorants et une classification tinctoriale qui repose sur la méthode d'application des colorants sur les substrats (textile, papier, cuir....) (Mansour et al., 2011) :

### I.1.4.3. Classification chimique

La classification chimique des colorants repose sur la structure moléculaire des colorants et met en avant les groupes chromophores responsables de leur couleur distinctive. Voici un aperçu des principaux types de colorants selon cette approche (Mansour et al., 2011) :

**Les colorants azoïques** : Ces colorants, représentés par des groupes azo ( $-N = N-$ ), sont souvent au centre des études de classification. Leur nombre et leur variété en font une catégorie importante.

**Les colorants anthraquinoniques** : dérivés de l'anthracène, constituent une autre catégorie majeure. Ils se distinguent par un noyau sur lequel peuvent se fixer des groupes hydroxyles ou amino, ce qui leur confère une grande diversité de nuances.

**Les colorants indigoïdes** : tirant leur nom de l'indigo, couvrent une large gamme de couleurs, de l'orange au turquoise, et sont utilisés dans diverses applications.

**Les colorants xanthènes :** avec des exemples célèbres tels que la fluorescéine, se caractérisent par leur fluorescence intense, ce qui les rend utiles comme marqueurs dans plusieurs domaines.

**Les phtalocyanines :** avec leur structure complexe basée sur le cuivre, sont obtenues par réaction du dicyanobenzène avec divers halogénures métalliques.

**Les colorants nitrés et nitrosés :** bien que moins courants, sont toujours utilisés en raison de leur structure moléculaire simple et de leur coût abordable.

### I.1.4.4. Classification tinctoriale

Lorsqu'il s'agit de classer les colorants, les teinturiers préfèrent souvent une approche basée sur les domaines d'application plutôt que sur la structure chimique. Cette classification offre des informations cruciales sur la manière dont les colorants interagissent avec les fibres, leur solubilité dans les bains de teinture, ainsi que sur le processus de fixation sur les matériaux. Ces catégories sont définies en fonction des auxochromes, qui sont des groupes de colorants liés à la teinture (Mansour et al., 2011) :

**Colorants acides ou anioniques :** Solubles dans l'eau, ils sont utilisés pour teindre les fibres animales et acryliques dans des bains acides.

**Colorants basiques ou cationiques :** Offrant des nuances brillantes, ils sont solubles dans l'eau et utilisés sur la laine, la soie et le coton, malgré leur faible solidité sur ces fibres.

**Colorants de cuve :** Insolubles dans l'eau, ils résistent bien à la dégradation et sont largement utilisés pour la teinture du coton et du lin.

**Colorants directs :** Attirés par les charges des fibres, ils ne nécessitent pas de mordant et conviennent aux fibres cellulosiques.

**Colorants à mordants :** Formant des complexes colorés avec des métaux, ils offrent une meilleure solidité de teinture.

**Colorants réactifs :** Formant des liaisons covalentes avec les fibres, ils sont populaires dans la teinture du coton et des polyamides.

**Colorants développés ou azoïques insolubles :** Formés directement sur la fibre, principalement utilisés sur les fibres cellulosiques.

**Colorants dispersés :** Peu solubles dans l'eau, ils teignent les fibres synthétiques.

**Colorants au soufre** : Insolubles dans l'eau, ils teignent le coton avec des teintes foncées économiques et une bonne solidité.

### I.1.4.5. Toxicité des colorants synthétiques

La capacité des colorants à apporter des teintes vives et variées aux produits les rend indispensables dans de nombreuses applications. Cependant, malgré leurs avantages esthétiques, ces colorants posent également des dangers, lorsqu'ils sont déversés dans les milieux aquatiques, présentent un sérieux risque pour la santé environnementale, parmi ces dangers ;

#### I.1.4.5.1. Les dangers évidents

**Eutrophisation** : des ions comme le phosphate et le nitrate, issus des colorants et des procédés de teinture, peuvent provoquer une surabondance de nutriments dans l'eau, favorisant la prolifération de plantes aquatiques et réduisant l'oxygène disponible pour la faune (Kaushik et al., 2010; Mansour et al., 2011; Yusuff and Sonibare, 2004).

**Sous-oxygénation** : l'accumulation de matière organique dans l'eau peut épuiser l'oxygène nécessaire à la vie aquatique, compromettant ainsi l'équilibre écologique (Mansour et al., 2011).

**Couleur, turbidité, odeur** : l'accumulation de matières organiques entraîne souvent des changements visuels et olfactifs dans l'eau, affectant sa qualité, (Willmott et al., 1998) ont démontré que même de faibles concentrations de colorants peuvent altérer la perception humaine de la qualité de l'eau.

#### I.1.4.5.2. Les dangers à long terme

**Persistance** : Certains colorants synthétiques, en particulier les azoïques, sont connus pour leur résistance à la dégradation naturelle, (Pagga and Brown, 1986) ont souligné cette persistance, qui est liée à leur structure chimique et à leur réactivité.

**Bio-accumulation**: Les organismes aquatiques peuvent accumuler des quantités dangereuses de colorants et de leurs métabolites, augmentant ainsi les risques pour les espèces en haut de la chaîne alimentaire, y compris les humains (Mansour et al., 2011).

**Mutagénicité /Carcinogénicité** : Les colorants synthétiques, notamment les azoïques, sont souvent associés à des risques de cancer chez l'homme et les animaux, (Brown and Devito, 1993) ont mis en évidence cette corrélation, mettant en garde contre les effets cancérigènes potentiels des composés azoïques présents dans les colorants.

### **I.1.4.6. Le bleu de méthylène**

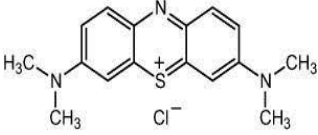
#### **I.1.4.6.1. Définition**

Le colorant bleu de méthylène est un colorant cationique d'indice Ci 52015 (Karim et al., 2010). Il est choisi comme modèle représentatif des polluants organiques de taille moyenne. Ce colorant est communément considéré comme adsorbât pour la caractérisation du pouvoir adsorbant des matériaux (Fayoud et al., 2015). Il est largement utilisé comme colorant dans la teinture du coton, du bois et de la soie. Son contact avec les yeux peut causer des brûlures oculaires entraînant des dommages permanents, tant chez l'homme que chez les animaux. Il peut provoquer des difficultés respiratoires, tandis que son ingestion peut entraîner une sensation de brûlure, des nausées, des vomissements et des sueurs froides abondantes (Ghosh and Bhattacharyya, 2002).

#### **I.1.4.5.2. Propriété physicochimique**

Le bleu de méthylène possède une multitude de propriétés physicochimiques (Tab. 3) qui en font un composé d'intérêt dans de nombreux domaines scientifiques et industriels.

Tableau 3: Propriétés physicochimiques du bleu de méthylène (Aarfane et al., 2014).

Propriétés	Bleu de Méthylène (BM)
<b>Structure chimique</b>	
<b>Formule chimique</b>	C <sub>16</sub> H <sub>18</sub> ClN <sub>3</sub> S
<b>Masse moléculaire</b>	319,85 g.mol <sup>-1</sup>
<b>Type</b>	Colorant Basique
<b>λ max</b>	665 nm

### **I.2. Techniques de traitement des effluents**

Les effluents de l'industrie textile présentent un défi environnemental majeur en raison de leur forte coloration et de leur composition complexe. Le traitement efficace de ces rejets nécessite une approche en plusieurs étapes, combinant diverses techniques pour éliminer les différents types de polluants présents. L'évaluation de la qualité des eaux traitées repose sur plusieurs paramètres clés, tels que la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biochimique en Oxygène (DBO5), et les Matières En Suspension (MES). Pour répondre aux normes environnementales strictes et minimiser l'impact sur les écosystèmes, une variété de méthodes de traitement a été développée. Ces techniques, allant des procédés physiques aux traitements chimiques et biologiques, sont souvent utilisées en combinaison pour maximiser leur efficacité. Dans ce contexte, il est crucial d'examiner les principales techniques de traitement des effluents textiles, en se concentrant sur leur principe de fonctionnement, leur efficacité et leurs domaines d'application spécifiques (Fernane, 2017).

#### **Les procédés de traitement physiques**

Les procédés physiques permettent de séparer des molécules ou des espèces ioniques indésirables de leur environnement liquide mettant en œuvre diverses techniques séparatives n'impliquant généralement pas de réaction chimiques.

#### **La filtration sur membrane**

Les procédés de filtration membranaires (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse) permettent de séparer des particules, et/ou des molécules de la phase continue liquide. Le rôle de la membrane est d'agir comme une barrière sélective qui permet le passage de certains composés et qui retient certains autres. Ses performances dépendent du type de matériau membranaire et de ses propriétés structurales et de charge, de la nature de la force motrice (gradient de pression, de concentration, de température, de potentiel électrique, de pression partielle) et de la configuration du module (Jacob, 2011). Le (Tab.4) offre une analyse détaillée des différentes techniques de filtration ainsi que de leurs applications spécifiques dans le contexte industriel.

Tableau 4: Techniques de filtration et leurs applications industrielles

Technique de Filtration	Description	Applications Industrielles
Microfiltration	Utilise des membranes poreuses (~1 µm- 5 µm) permet le rejet des matières en suspension (particules, bactéries...) grâce à un mécanisme de tamisage. Principalement pour la clarification des eaux, séparation d'émulsions, débactérisation, production d'eau potable, et bioréacteurs à membranes (Ghamri, 2022; Jacob, 2011).	Clarification des eaux, séparation d'émulsions, débactérisation, production d'eau potable, bioréacteurs à membranes (Crini et al., 2007).
Ultrafiltration	Utilise des membranes poreuses (~ 0,01 - 0,1 µm) avec une différence de pression de 3 à 10 est capable de retenir des composés plus petits tels que des virus, protéines et des macromolécules (Ghamri, 2022). le principal mécanisme de séparation est le tamisage, mais les effets de charge peuvent également contribuer à la séparation (Jacob, 2011).	Traitement de bains de peinture, dégraissage, récupération de cations métalliques, standardisation protéique du lait, concentration de protéines du lactosérum, bioréacteurs à membranes (Crini et al., 2007)..
Nanofiltration	Utilise des membranes poreuses (0,01 - 0,001 µm), les effets de charge jouent un rôle clé dans les performances de séparation. Elle permet typiquement le rejet de petits solutés organiques par des mécanismes de tamisage mais aussi de plus petits composés (Ghamri, 2022).	Le traitement de l'eau potable, le dessalement de l'eau de mer, ainsi que pour le traitement des eaux usées industrielles et domestiques (Crini et al., 2007).
Osiose Inverse	Utilise des membranes denses pour séparer solutés selon leur affinité avec la membrane. permet le rejet des sels (dont les sels monovalents) tandis que l'eau est capable de traverser la membrane (mécanisme de séparation de type solution-diffusion) (Ghamri, 2022).	Dessalement de l'eau de mer, rétention totale des solutés (Crini et al., 2007)..

### Adsorption

L'adsorption est un processus par lequel des solutés sont fixés à la surface d'un solide, appelé adsorbant, en phase liquide. Ce processus est largement utilisé dans le traitement des eaux résiduaires pour éliminer les composés organiques difficiles à biodégrader, qui contribuent souvent à la DCO et à la coloration des effluents (Saadaoui, 2024).

➤ **Adsorption sur charbon actif** : Le charbon actif est couramment utilisé comme adsorbant pour réduire la couleur des effluents. Ce matériau poreux présente une capacité élevée d'adsorption. Il est fabriqué à partir de matières carbonées d'origine végétale, telles que le bitume, la tourbe, la houille ou la coque de noix de coco, soumises à un traitement thermique appelé activation. Deux méthodes principales sont utilisées pour produire du charbon actif (Fernane, 2017) :

Procédé physique : Carbonisation suivie d'une activation à des températures de 800 à 1000°C sous atmosphère contrôlée, en présence de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau, avec un rendement de 10 à 15%.

Procédé chimique : Déshydratation initiale par un agent chimique, suivi de la carbonisation et de l'activation simultanées à des températures de 400 à 600°C, principalement à partir de bois, avec un rendement de 40%.

### Coagulation-floculation

La couleur et la turbidité des eaux de surface sont principalement causées par la présence de particules colloïdales de très petit diamètre. En raison de leur faible vitesse de sédimentation, ces particules ne peuvent être éliminées efficacement par simple décantation, nécessitant ainsi des méthodes spécifiques telles que la coagulation et la floculation (Fernane, 2017) :

**Coagulation** : Ce processus physicochimique consiste à agréger les particules colloïdales en solution en neutralisant leurs charges électrostatiques répulsives. Cela permet la formation de floccs qui se développent davantage lors de l'étape de floculation. Les coagulants couramment utilisés incluent le sulfate d'aluminium, le polychlorure d'aluminium, le chlorure ferrique et le sulfate ferrique. Le temps de décantation des particules agrégées dépend de leur type, de leur taille et de leur surface spécifique (Crini et al., 2007; Fernane, 2017).

**Floculation** : Ce mécanisme physicochimique permet aux particules colloïdales déstabilisées de s'agglutiner grâce à l'ajout de floculants, formant ainsi des floccs ou

des agrégats de colloïdes. Les flocculants peuvent être minéraux (comme la silice activée, les argiles) ou organiques (comme les alginates, les amidons, les polyacrylamides, les polyamines synthétiques). La séparation solide-liquide des flocs formés peut se faire par filtration, décantation ou flottation (Crini et al., 2007; Fernane, 2017)..

La coagulation-floculation permet d'éliminer jusqu'à 90% des matières en suspension et 75% de la DBO dans les eaux traitées. Les coagulants inorganiques comme l'alumine sont efficaces pour la décoloration des effluents textiles contenant des colorants dispersés et de cuve, mais moins efficaces pour les colorants réactifs, azoïques, acides et basiques qui sont solubles dans l'eau (Fernane, 2017).

### **Les procédés de traitement chimiques**

Les procédés chimiques de traitement des effluents textiles viennent compléter les méthodes physiques, offrant des solutions pour les polluants persistants et non biodégradables. Ces techniques se divisent principalement en deux catégories : les procédés d'oxydation classiques et les procédés d'oxydation avancés.

**Les procédés d'oxydation classiques** utilisent des agents oxydants puissants comme le peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ) ou l'ozone ( $O_3$ ). Bien qu'efficaces, ils présentent certaines limitations, notamment en termes de minéralisation complète des polluants récalcitrants (Bumpus and Brock, 1988; Culp et al., 2002; Fernane, 2017).

**Les procédés d'oxydation avancés (POA)**, quant à eux, représentent une avancée significative dans le traitement des eaux usées. Ils reposent sur la production de radicaux hydroxyles ( $OH\bullet$ ), des espèces extrêmement réactives capables de dégrader une large gamme de polluants organiques (Neamtu et al., 2004). Les principaux POA incluent :

1. Les procédés d'oxydation homogène, comme le réactif de Fenton ( $Fe^{2+}/H_2O_2$ ) (Benitez et al., 2001).
2. La photolyse homogène, combinant UV avec  $H_2O_2$  ou  $O_3$  (Fernane, 2017).
3. La photocatalyse hétérogène, utilisant des semi-conducteurs comme  $TiO_2$  sous irradiation UV (Fernane, 2017)..
4. Les procédés électrochimiques d'oxydation, directs ou indirects (électro-Fenton) (Fernane, 2017)..

Ces méthodes offrent l'avantage de pouvoir minéraliser complètement les polluants, sans générer de déchets secondaires. Cependant, elles peuvent être plus coûteuses que les traitements biologiques traditionnels (Saadaoui, 2024).

L'efficacité des procédés d'oxydation avancés dépend de divers facteurs tels que le pH, la concentration en oxydants, l'intensité lumineuse (pour les procédés photochimiques), et la nature des polluants à traiter. Le choix de la méthode la plus appropriée dépend donc des caractéristiques spécifiques de l'effluent à traiter et des objectifs de qualité à atteindre (Fernane, 2017).

### **Les procédés de traitement biologiques**

En plus des méthodes physico-chimiques conventionnelles utilisées pour le traitement des eaux usées textiles, le traitement biologique est une alternative qui présente plusieurs avantages. En effet, les colorants sont décomposés dans une large mesure à un coût comparable, tout en nécessitant moins d'eau et en produisant moins de boues (Fernane, 2017).

Les traitements aérobies, les plus répandus, tirent leur popularité de leur cinétique plus rapide par rapport aux processus anaérobies, tout en offrant une performance et une efficacité supérieures en termes de résultats. La voie biologique joue un rôle essentiel dans la lutte contre la pollution en mobilisant une variété d'organismes tels que les bactéries, les levures, les champignons, les enzymes, les algues et les plantes. Les méthodes biologiques d'épuration sont diverses, allant des approches intensives comme les cultures libres, les lits bactériens et les disques biologiques, aux méthodes extensives telles que le lagunage et la biofiltration. Toutes ces techniques reposent sur le principe selon lequel les polluants organiques biodégradables peuvent servir de source de nutriments et/ou d'énergie pour ces organismes biologiques, s'inspirant ainsi des processus naturels de purification (Crini et al., 2007).

La classification des traitements biologiques est complexe en raison de la diversité et du nombre de techniques disponibles. Cependant, on peut identifier trois principales catégories de méthodes (Dhaoudi, 2008).

**La biodégradation par des micro-organismes** tels que les bactéries, les champignons et les levures, le choix du type de micro-organismes à utiliser est fonction de la taille et de la profondeur du bassin, du temps de séjour et du débit moyen des effluents. Ces organismes dégradent les composés chimiques grâce à des processus biologiques, soit en présence d'air (biodégradation aérobie) soit en son

absence (biodégradation anaérobie), utilisant des techniques comme les boues activées ou les lits bactériens (Dhaoudi, 2008).

**Le lagunage** qui implique une culture bactérienne en suspension dans l'effluent à traiter, constituant ainsi un procédé de biodégradation aérobie. L'utilisation de bactéries associées à des végétaux pour accumuler les polluants donne lieu à ce qu'on appelle l'épuration biologique par lagunage naturel (Dhaoudi, 2008).

**La bioconversion par des enzymes** offrant une autre approche de transformation biologique des polluants. C'est une méthode de traitement biologique des eaux usées qui repose sur l'utilisation d'enzymes pour dégrader les composés chimiques présents dans les effluents. Les enzymes sont des protéines qui agissent comme des catalyseurs, accélérant les réactions chimiques spécifiques sans être consommées dans le processus. Dans le contexte du traitement des eaux usées, les enzymes sont utilisées pour catalyser la dégradation des polluants en produits moins nocifs ou en composés plus simples, qui peuvent être plus facilement éliminés ou traités (Dhaoudi, 2008).

### **Avantages et inconvénients des différentes techniques de traitement**

L'évaluation des avantages et inconvénients des différentes techniques de traitement des effluents (Tab. 5) et (Tab. 6) joue un rôle crucial dans la gestion durable des ressources en eau et dans la réduction de l'impact environnemental des industries. Chaque méthode de traitement, qu'elle soit physique, chimique ou biologique, présente des bénéfices spécifiques et des limitations qui doivent être soigneusement considérées. Cette analyse permet de choisir les approches les plus efficaces en fonction des caractéristiques spécifiques des effluents et des exigences réglementaires, favorisant ainsi des solutions de traitement adaptées et durables.

## CHAPITRE I : GENERALITES

Tableau 5: Principaux avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques et biologiques (Crini et al., 2007; Fernane, 2017)

Procédé	Avantages	Inconvénients
<b>Filtration sur membranes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Utilisation simple et rapide</li> <li>-Pas d'addition de produits chimiques</li> <li>-Faible consommation énergétique</li> <li>-Réduction de la couleur</li> <li>-Grands volumes traités</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Investissement important</li> <li>-Sélectif</li> <li>-Encrassement rapide des membranes</li> <li>-Pré et post traitement nécessaires</li> </ul>
<b>Adsorption</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Réduction efficace de la couleur</li> <li>-Technologie simple</li> <li>-Faible coût d'utilisation pour certains adsorbants</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Investissement et coût de fonctionnement élevés</li> <li>-Lent et limité en volume</li> <li>-Régénération des adsorbants onéreuse voire impossible</li> <li>-Sélectif</li> <li>-Formation de boue</li> </ul>
<b>Coagulation/ Floculation</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Equipement simple</li> <li>-Décoloration relativement rapide</li> <li>-Réduction significative de la DCO</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Formation de boues</li> <li>-Adjonction de produits chimiques nécessaires</li> <li>-Fonctionnement onéreux</li> <li>-Coagulants non réutilisables</li> <li>-Réduction spécifique de la couleur</li> <li>-Peu d'informations sur la réduction de DBO et DCO</li> </ul>
<b>Procédés biologiques</b>		
<b>Aérobie</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Approprié pour les colorants Insolubles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Spécifique à certains colorants - Décoloration variable</li> <li>-Grandes quantités de boues générées</li> <li>-Besoins énergétiques Importants</li> </ul>
<b>Anaérobie</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Décolore la plupart des colorants par un mécanisme de réduction</li> <li>- Réutilisation du méthane produit comme source d'énergie sur le site</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Beaucoup de produits toxiques non dégradés</li> <li>- Nécessite de grands réservoirs d'aération</li> </ul>

Tableau 6: Principaux avantages et inconvénients des procédés chimiques classiques, et procédés chimique avancés (Crini et al., 2007; Fernane, 2017)

Procédé	Avantages	Inconvénients
<b>Oxydation chimique de boues</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Procédé simple et efficace utilisant un oxydant puissant</li> <li>- Génération d’ozone sur site (pas de risque de stockage)</li> <li>- Destruction effective des polluants</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Investissement coûteux</li> <li>- Besoin important en énergie</li> <li>- Production, transport et gestion des oxydants (autre que l’ozone)</li> <li>- Prétraitement indispensable</li> <li>- Formation de composés intermédiaires (inconnus)</li> <li>- Production de boues</li> </ul>
<b>Procédé Fenton</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Oxydant impuissant pour quelques polluants</li> <li>-Applicable aux polluants liquide et solide</li> <li>- Simple mise en oeuvre du procédé</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nécessite un apport constant en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></li> <li>- Régénération du catalyseur limitée</li> <li>- Sensible aux milieux anioniques</li> </ul>
<b>O<sub>3</sub>/UV</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Production relativement simple</li> <li>-Formation de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Traitement très onéreux</li> <li>- Formation de sous-produits d’oxydation inconnus</li> <li>- Dégradation lente</li> </ul>
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe<sup>2+</sup>/UV</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Source directe de radicaux</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Nécessite des ajouts en produit chimique</li> <li>- Transport, stockage et manipulation du H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></li> <li>- Coefficient d’adsorption du H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> faible</li> </ul>
<b>Photocatalyse hétérogène</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Installation simple à mettre en</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Récupération du photocatalyseur</li> <li>- Rendement relativement faible</li> <li>- Colmatage des filtres</li> </ul>

La nécessité de trouver un équilibre entre les avantages et les inconvénients pour assurer une approche durable du traitement des eaux usées est cruciale dans la recherche de solutions viables à long terme pour la préservation de l'environnement et la santé publique. Cela implique de prendre en compte non seulement l'efficacité des technologies de traitement, mais aussi leur impact sur les ressources naturelles (Semerjian and Ayoub., 2003). Alors il est important d'adopter une méthode efficace et relativement nouvelle comme la biosorption, car elle utilise des matériaux biologiques pour éliminer la contamination dans environnements (Dos Santos et al., 2011).

### **I.3. Biosorption comme méthode de traitement**

Répondant à la demande croissante de solutions environnementales, la biosorption est devenue une technologie de traitement économique et écologique prometteuse dans l'industrie de l'eau et des eaux usées (Michalak et al., 2013).

#### **I.3.1. Définition de biosorption**

Les difficultés liées à la définition précise de biosorption sont liées aux divers mécanismes en jeu, aux types de biosorbants utilisés, aux conditions environnementales, ainsi qu'à la présence ou non de processus métaboliques dans le contexte de la biosorption (Fomina and Gadd, 2014) . Bien que le terme "biosorption" implique une entité biologique en utilisant le préfixe "bio", sa signification reste relativement simple. Les mécanismes de sorption de ces deux processus, la bioabsorption et la biosorption, sont tous deux impliqués en termes de dimensions (Elgarahy et al., 2021). La biosorption est un processus physico-chimique qui n'est pas dépendant du métabolisme et implique différents mécanismes, tels que l'absorption, l'adsorption, l'échange d'ions, la complexation de surface et la précipitation (Fomina and Gadd, 2014). La distinction entre absorption et adsorption est importante, la première impliquant l'incorporation d'une substance dans une matrice tridimensionnelle, tandis que la seconde concerne l'adhérence de molécules sur une surface bidimensionnelle (Gadd., 2009). Elle est distincte du métabolisme biologique, visant à éliminer efficacement diverses classes d'éléments présents dans une solution. Contrairement à l'absorption qui implique l'incorporation d'une substance d'une phase à une autre, l'adsorption se réfère à l'adhésion physique ou à la liaison d'ions et de molécules à la surface d'un matériau solide (Michalak et al., 2013). Elle implique une phase solide (le biosorbant) et une phase liquide (le solvant, généralement de l'eau) contenant les substances à éliminer (sorbates) (Abbas et al., 2014; Fomina and Gadd, 2014) .

Les biosorbants peuvent être utilisés pour éliminer une variété de substances cibles de solutions aqueuses, y compris les métaux, les particules, les colloïdes, ainsi que divers composés organiques et inorganiques tels que les colorants, les fluorures et les produits pharmaceutiques (Michalak et al., 2013 ; Fomina and Gadd, 2014). La capacité de biosorption est présente dans diverses formes de matériau biologique, qu'il s'agisse de biomasse microbienne, végétale ou animale, offrant ainsi un potentiel considérable pour la purification de l'eau et la récupération d'éléments (Dhankhar and Hooda, 2011; Volesky, 1990).

La recherche de biosorbants efficaces et économiques a conduit à l'exploration d'une gamme diversifiée de biomatériaux, allant des résidus industriels et agricoles aux micro-organismes et aux algues marines (Dhankhar and Hooda, 2011). Les capacités de biosorption de ces biomatériaux ont été étudiées dans de nombreuses recherches qui ont montré des capacités d'adsorption significatives, bien que variables selon les conditions expérimentales et le traitement préalable de la biomasse (Park et al., 2010 ; Dhankhar and Hooda, 2011).

### I.3.2. Types d'interactions adsorbant-adsorbat

Le processus d'adsorption est caractérisé par une variété de propriétés distinctives selon qu'il s'agit d'une adsorption physique (physisorption) ou chimique (chimisorption) (Tab. 8), ainsi que la complexation de surface ; La chimisorption implique la formation de liaisons chimiques, telles que les liaisons covalentes ou ioniques, entre l'adsorbat et l'adsorbant, généralement irréversible, ce processus se manifeste à des températures élevées, générant ainsi des énergies d'adsorption significatives. En revanche, la physisorption prédomine à des températures plus basses et se caractérise par des énergies d'adsorption plus faibles. Les interactions entre les molécules de l'adsorbât et la surface de l'adsorbant sont principalement attribuées à des forces électrostatiques, telles que les dipôles, les liaisons hydrogène ou les forces de Van der Waals (Manceau et al., 2002).

Tableau 7: Comparatif entre l'adsorption physique et chimique (Manole creangã, 2007) (Modifié).

Propriétés	Adsorption Physique	Adsorption Chimique
Types de liaison	Liaison de Van Der Waals	Liaison chimique
Températures du Processus	Défavorisée par l'augmentation de la température	Favorisée par l'augmentation de la température
Individualité des Molécules	L'individualité des molécules est conservée	Destruction de l'individualité des molécules

## CHAPITRE I : GENERALITES

<b>Chaleur d'adsorption</b>	Inférieure à 10 kcal/mol	Supérieure à 10 kcal/mol
<b>Énergies mises en jeu</b>	Faibles	Élevées
<b>Type de formation de liaisons en surface</b>	Formation en multicouches et monocouche	Formation en monocouche
<b>Type de liaisons</b>	Faibles (désorption faciles)	Fortes (désorption difficile)
<b>Force des liaisons (fonction de l'énergie d'adsorption)</b>	Entre 5 et 40 kJ/mol (exothermique)	Supérieure à 80 kJ/mol (exo ou endothermique)
<b>Chaleur d'adsorption</b>	Légèrement supérieure à la chaleur de liquéfaction	Élevée
<b>Spécificité</b>	Peu spécifique	Spécifique
<b>Désorption</b>	Réversible	Souvent irréversible
<b>Cinétique</b>	Rapide à atteindre l'équilibre	Lente et peut ne pas l'atteindre
<b>Formation de couches</b>	Multicouches	Monocouche
<b>Structure moléculaire</b>	Peu modifiée	Significativement

Haut du formulaire

### I.3.3. Processus de la biosorption

Le terme "adsorption" est employé pour décrire les processus de déplacement du composé dans la phase gazeuse, de transfert à travers la porosité, et d'interaction avec le solide. Le transfert d'un soluté contenu dans une phase liquide vers une phase solide, avec rétention du soluté à la surface de l'adsorbant, se déroule en plusieurs étapes, telles que présentées dans la (Fig. 2), tandis que le (Tab. 9) présente de manière concise un résumé de ces étapes.

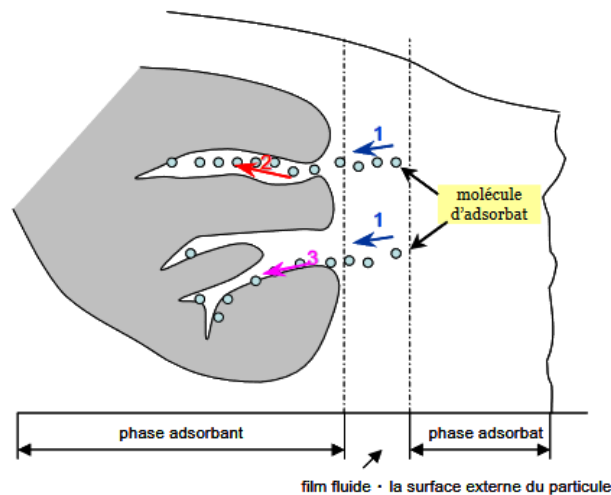


Figure 2 : Schéma illustrant le mécanisme de transport d'un adsorbat à travers un grain 1 : la diffusion externe, 2 : la diffusion interne dans les pores, 3 : la diffusion de surface (Manole creangã, 2007).

Tableau 8 : Étapes du Processus d'Adsorption (Boughaita et al., 2017) (Modifié).

Étape	Description
<b>Transfert de masse externe : diffusion externe</b>	Transfert du soluté (molécules de la phase liquide) du sein de la solution à la surface externe des particules.
<b>Transfert de masse interne dans les pores : diffusion interne</b>	Transfert dans le fluide remplissant les pores, où les molécules se propagent de la surface externe des grains vers la surface des pores.
<b>Diffusion de surface</b>	Pour certains adsorbants, il peut exister également une contribution de la diffusion des molécules adsorbées le long des surfaces des pores à l'échelle d'un grain d'adsorbant.

### I.3.4. Propriétés des biosorbants

Les biosorbants possèdent diverses propriétés essentielles qui influencent leur efficacité, classées en trois catégories principales : physiques, chimiques et en suspension aqueuse.

#### I.3.4.1. Propriétés physiques

**La structure poreuse** est caractérisée par la mesure de sa surface spécifique et de son volume poreux, exprimés respectivement en  $m^2.g^{-1}$  et en  $cm^3.g^{-1}$  (Kang et al., 2007; Tadjine, 2015).

**La surface spécifique** mesurée par adsorption en phase gazeuse, est calculée à partir de la capacité d'adsorption du matériau et représente la surface occupée par une molécule-sonde adsorbée dans une monocouche (Tadjine, 2015).

### I.3.4.2. Propriétés chimiques

**La composition élémentaire**, définie par les principaux éléments constitutifs d'un biosorbant, influence grandement la chimie de surface de celui-ci. Selon (Kang et al., 2007) une forte teneur en oxygène dans les biosorbants indique une présence significative de groupements fonctionnels oxygénés sur leur surface.

**Chimie de surface** est déterminée par ses groupements fonctionnels de surface, qui peuvent être des fonctions acides, basiques ou neutres. En particulier, l'existence de complexes oxygénés et de fonctions contenant de l'oxygène, telles que les fonctions carboxyliques, phénoliques ou lactones, entraîne un caractère acide, alors que la présence des fonctions de type pyrones, chromènes induit un caractère basique. Selon leur nature et leur concentration, ces fonctions de surface peuvent influencer la capacité d'adsorption, le caractère hydrophile/hydrophobe d'un adsorbant (Lopez-Ramon et al., 1999; Tadjine, 2015).

**Le point de charge nulle ( $pH_{PCZ}$ )**, la valeur de pH pour laquelle la charge de surface est nulle, tend à diminuer lorsque la teneur en oxygène augmente (Lopez-Ramon et al., 1999).

**La composition biochimique** est constituée généralement par sa teneur en cellulose, hémicellulose et lignine, insoluble dans l'eau. L'intérêt de ces composés tient au fait qu'ils peuvent jouer un rôle aussi bien dans la tenue mécanique et les propriétés d'adsorption des biosorbants (Tadjine, 2015).

### I.3.4.3 Propriétés en suspension aqueuse

**La fraction soluble** correspond aux substances libérées par un matériau en solution, lors du contact avec un solvant (généralement de l'eau). Elle est un indicateur de la charge polluante des biosorbants et peut constituer une entrave à leur utilisation en traitement d'eaux. Quoiqu'elle puisse comporter une partie minérale, la fraction soluble des biosorbants est en général majoritairement représentée par la concentration en carbone organique total (COT) ou par la teneur en carbone organique dissous (COD) (Matheickal et al., 1999; Tadjine, 2015).

**Le gonflement** est défini par l'accroissement (en %) du volume d'une masse connue de matériau, lors de son contact avec un solvant (généralement de l'eau). Il est influencé à la fois par la composition chimique des biosorbants, la constante diélectrique, le pH et la force ionique du milieu. Il est exprimé par le rapport du volume de biosorbant hydraté sur le volume de biosorbant sec. Le gonflement des biosorbants est de nature à entraver leur utilisation en lit fixe (Tadjine, 2015).

**La capacité de rétention d'eau (CRE)** correspond à la mesure de son affinité pour l'eau. La CRE, tout comme le gonflement, dépend des paramètres intrinsèques du matériau, mais aussi des paramètres extrinsèques du milieu dispersant. Elle est exprimée en masse d'eau retenue par unité de masse de biosorbant. La forte affinité d'un matériau pour l'eau peut constituer un facteur limitant de sa capacité d'adsorption vis-à-vis des polluants (Tadjine, 2015).

Toutes les propriétés évoquées précédemment sont représentées et résumées dans le diagramme (Fig.3) :

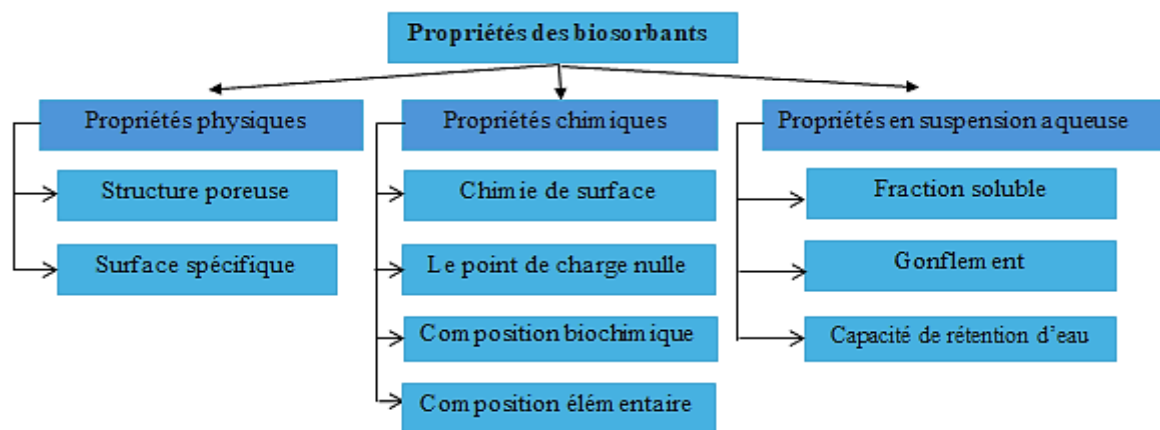


Figure 3: Propriétés des biosorbants (Pathirana, 2020).

### I.3.5. Facteurs influençant la biosorption

La biosorption est un processus multifactoriel dont l'efficacité dépend de divers paramètres intrinsèques à la biomasse et aux colorants, ainsi que des conditions environnementales. Les principaux facteurs influençant le processus de biosorption (Fig. 4)

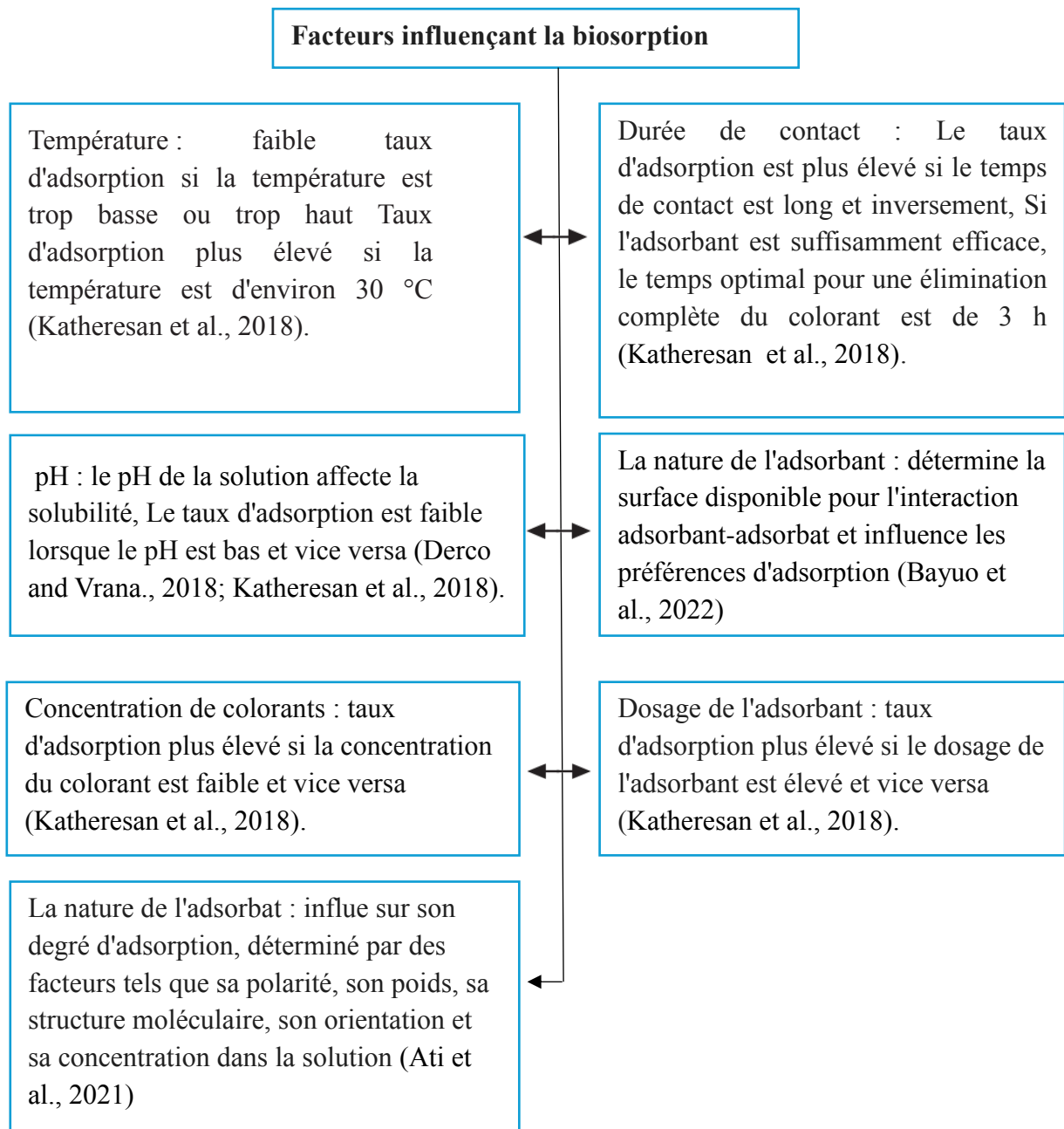


Figure 4: Les facteurs influençant la biosorption.

### I.3.6. Les Avantages du processus de biosorption

Les mécanismes de biosorption jouent un rôle crucial tant dans l'environnement que dans les méthodes traditionnelles de biotraitement (Fomina and Gadd., 2014). Cette approche offre des avantages significatifs, notamment sa simplicité, son économie et son efficacité remarquable (Katheresan et al., 2018 ; Sulyman et al., 2017). La biosorption contribue à la réduction de la concentration des particules dissoutes dans les effluents ainsi qu'à la purification de l'eau (Katheresan et al., 2018). De plus, elle est considérée comme une approche physico-chimique

appropriée pour l'élimination des polluants en raison de sa sécurité et de son respect de l'environnement (Fomina and Gadd, 2014 ; Katheresan et al., 2018). La biosorption a la capacité d'utiliser des matériaux biologiques renouvelables et abondants à faible coût, à traiter rapidement de grandes quantités d'eaux usées, à démontrer une sélectivité élevée pour l'élimination et la récupération spécifique des métaux lourds, ainsi qu'à réduire de manière significative le volume de déchets dangereux produits (Abbas et al., 2014).

### I.4. *Posidonia oceanica*

#### I.4.1. Présentation de l'espèce

*Posidonia oceanica* (L.) Delile (Fig.5) est une phanérogame marine endémique de la Méditerranée, formant de vastes prairies sous-marines entre 0 et 30 m de profondeur. Cette plante, d'un intérêt écologique majeur, est souvent utilisée comme indicateur biologique de l'état du milieu marin (Capiomont, 2000). Elle contribue à augmenter la biodiversité des eaux côtières, à protéger contre l'érosion et à atténuer le changement climatique (PROCACCINI et al., 2023). *Posidonia oceanica* (L.) Delile joue ainsi un rôle écologique, sédimentaire et économique primordial dans les écosystèmes côtiers (Pergent-Martini et al., 2006).



Figure 5: Illustration de la posidonie et de l'herbier (Guilbert, 2012).

#### I.4.2. Systématique

Le (Tab. 10) fournit des informations concernant la systématique de *Posidonia oceanica*.

Tableau 9 : La systématique de *Posidonia oceanica* (Short and Coles, 2014).

<b>Règne</b>	<i>Plantae</i>
<b>Sous règne</b>	<i>Viridaeplantae</i>
<b>Infra règne</b>	<i>Streptophyta</i>
<b>Classe</b>	<i>Magnoliopsida</i>
<b>Super ordre</b>	<i>Lilianae</i>
<b>Ordre</b>	<i>Alismatales</i>
<b>Famille</b>	<i>Posidoniaceae</i>
<b>Genre</b>	<i>Posidonia</i>
<b>Espèce</b>	<i>Posidonia oceanica</i>

#### **I.4.3. Description écologique**

*Posidonia oceanica*, une espèce végétale marine, révèle une adaptabilité remarquable à différents environnements côtiers de la Méditerranée. Elle peut croître à des profondeurs variables selon la transparence de l'eau, allant de 15 à 44 mètres dans différentes régions côtières. La lumière joue un rôle crucial dans sa répartition et sa densité, influençant ainsi sa présence dans les eaux peu profondes. Toutefois, *Posidonia oceanica* est sensible à la salinité de l'eau, dépérissant en dessous de 33‰ et étant rare dans des environnements moins salés (Boudouresque et al., 2006). Elle montre une résilience relative aux salinités élevées, survivant même dans des lagunes hypersalines où sa vitalité semble préservée, voire améliorée par rapport à son habitat naturel en mer ouverte. Les températures extrêmes, oscillant entre 9.0 et 29.2°C, limitent sa présence dans certaines zones, tandis que des conditions hydrodynamiques trop intenses, telles que les tempêtes, peuvent endommager ses feuilles et sa "matte", entraînant la formation de "matte morte", souvent mal interprétée comme un impact humain. Ces caractéristiques soulignent l'importance de comprendre les préférences écologiques de *Posidonia oceanica* pour sa conservation et la préservation des écosystèmes côtiers (Drew and Jupp, 1976).

#### **I.4.4. Description biologique**

Elle se distingue par plusieurs caractéristiques remarquables (Fig. 6). Tout d'abord, ses racines et rhizomes, qui peuvent être rampants (plagiotropes) ou dressés (orthotropes), sont enfouis dans le sédiment jusqu'à une profondeur pouvant atteindre 70 cm (Caye and Rossignol, 1983). Les feuilles de la Posidonie sont regroupées en faisceaux, mesurant entre 20 et 80 cm de longueur et 8-11 mm de largeur, et ont une durée de vie allant de 5 à 8 mois, parfois jusqu'à 13 mois, avec

des écailles persistantes à leur base (Boudouresque et al., 2006 ; Pergent and Pergent-Martini, 1991). Les fruits de la Posidonie, semblables à des olives, mûrissent sur une période de 6 à 9 mois et se détachent entre mai et juillet, flottant temporairement à la surface de l'eau (Caye and Rossignol, 1983). Quant aux fleurs, elles sont hermaphrodites et sont regroupées en inflorescences sur des pédoncules de 10 à 30 cm de longueur, bien que leur floraison puisse être irrégulière d'une année à l'autre (Bussotti et al., 2021). Enfin, la "matte", constituée des racines, des rhizomes et des écailles, est essentielle à la stabilité de la plante, tandis que les "pelotes de mer", formées de fragments de rhizomes, d'écailles et de feuilles, sont un élément caractéristique souvent observé sur les côtes méditerranéennes (Boudouresque et al., 2006).

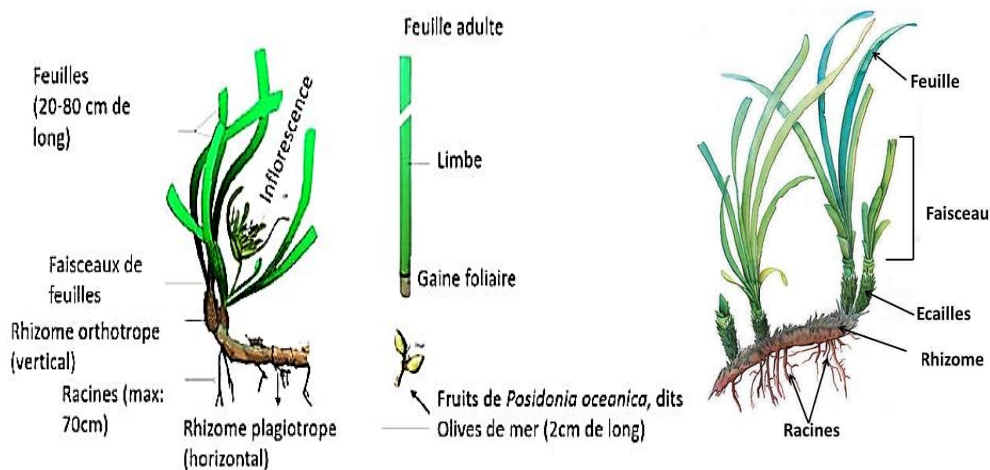


Figure 6 : Description biologique *Posidonia oceanica* (Abadie, 2012 ; Boudouresque et al., 2006)

### I.4.5. Rôles de l'herbier de Posidonie

Le rôle des herbiers à *Posidonia oceanica* dans les équilibres écologiques et physiques des systèmes littoraux est fondamental. Ces herbiers jouent un rôle crucial dans les réseaux trophiques, en produisant d'importantes quantités de matière végétale qui alimentent de nombreuses chaînes alimentaires. Bien que ne couvrant que 0,15% de la surface océanique mondiale, les herbiers à Magnoliophytes marines contribuent à environ 1% de la production primaire nette océanique, soit environ 6 gigatonnes de carbone par an (Duarte and Chiscano, 1999). La production primaire des herbiers à *Posidonia oceanica*, en particulier, est remarquable. Ces herbiers sont parmi les écosystèmes les plus productifs de la planète. Cependant, la majorité de cette production n'est pas directement consommée par les herbivores, mais plutôt stockée dans la "matte" ou dégradée par les détritivores (Boudouresque et al., 2006). Cette production massive

de matière organique constitue une ressource essentielle pour les écosystèmes côtiers voisins, notamment en fournissant des feuilles mortes qui sont exportées vers d'autres habitats (Short and Coles, 2014). En outre, les herbiers à *Posidonia oceanica* fournissent un habitat crucial pour une grande diversité d'espèces, agissant comme une frayère, une nurserie et un habitat permanent pour de nombreuses espèces animales. Cette biodiversité abondante contribue à l'organisation des communautés animales et à la complexité de l'habitat (Boudouresque et al., 2006). Sur le plan physique, les herbiers à *Posidonia oceanica* jouent également un rôle crucial dans la stabilisation des fonds littoraux. Ils agissent comme des barrières végétales qui favorisent la décantation et la sédimentation des particules en suspension dans la colonne d'eau (Boudouresque et al., 2006). De plus, ils réduisent l'hydrodynamisme, ce qui limite la remise en suspension des sédiments lors des tempêtes (Gacia and Duarte, 2001). Enfin, l'importance économique des herbiers à *Posidonia oceanica* découle de leur rôle dans les équilibres écologiques et physiques du système littoral. Ils contribuent à la gestion des ressources vivantes, à la protection côtière contre l'érosion (Francour et al., 2001), et favorisent le développement du tourisme balnéaire à travers le maintien de la qualité des eaux (transparence) à laquelle il contribue et surtout la stabilisation de la ligne de rivage (plages) qu'il assure en la protégeant contre l'érosion (réduction de l'hydrodynamisme, banquettes de feuilles mortes). De plus, ces herbiers sont utilisés comme bioindicateurs de la qualité environnementale, fournissant ainsi des informations précieuses pour la gestion des écosystèmes côtiers (Boudouresque et al., 2006).

### **I.4.6. Le cycle de feuilles mortes de la *Posidonie***

#### **I.4.6.1. Formation des aegagropiles**

La formation des aegagropiles, provenant de la décomposition des feuilles, écailles et rhizomes de *Posidonie*, est un processus complexe. Les fibres se regroupent autour d'un fragment de rhizome, puis se développent et se séparent pour devenir autonomes. Ce processus implique l'agrégation progressivement compacte des fibres sous l'effet des mouvements océaniques (pression exercée par les courants marins, les vagues, les houles... etc) formant des structures cohérentes sur le fond marin. Les agrégats de *Posidonie* se forment lorsque les feuilles mortes de *Posidonia oceanica*, s'accumulent et se compactent avec d'autres matériaux comme le sable et les particules organiques. Bien que certaines altérations soient irréversibles, la cohésion des aegagropiles est maintenue par l'élasticité et le frottement des fibres, sans besoin de paroi externe (Boudouresque et al., 2006 ; Picard, 1965). La densité du cœur de la pelote (Fig. 7) augmente vers la périphérie, et bien que les déformations subies par la boule soient partiellement irréversibles, l'élasticité et le frottement des fibres maintiennent leur cohésion sans nécessiter de paroi pour les maintenir comprimées (Schneider et al., 2020).

### I.4.6.2. Composition chimique des aegagropiles

La composition chimique des aegagropiles de Posidonie est illustrée dans le (Tab. 11). Les principaux éléments qui les composent sont les holocelluloses, comprenant la cellulose et les hémicelluloses, avec une proportion relativement faible de graisses et de cires. De plus, elles sont caractérisées par une teneur élevée en lignine (Allègue, 2011). Par ailleurs, la présence d'atomes inorganiques, tels que des aluminosilicates et des sels de calcium (souvent des carbonates), indique la nature complexe de ces aegagropiles (Khiari et al., 2011). La similarité de la teneur en lignine avec celle des résineux, ainsi que la présence éventuelle de silicium, suggèrent des caractéristiques uniques qui pourraient influencer leur utilisation dans divers domaines. Cependant, il convient de noter que cette présence de silicium pourrait également être attribuable aux grains de sable intégrés dans la structure des aegagropiles (Khiari et al., 2010).

Tableau 10: Composition chimique des aegagropiles (Allègue, 2011) (Modifié).

Fibres brutes	Taux en %
Cellulose	48,39
Hémicellulose	18,91
Holocellulose	67,3
Lignine	23,12
Pectine	4,78
Graisses et cires	4,8

### I.4.6.3. Utilisation des feuilles mortes de Posidonie

Au fil de l'histoire, les populations riveraines de la Méditerranée ont exploité les feuilles mortes de *Posidonia oceanica* pour divers usages. Ces pratiques remontent à l'Antiquité, comme l'illustrent les découvertes archéologiques, telles que celles effectuées dans la grotte du Lazaret dans les Alpes-Maritimes, où les habitants utilisaient probablement les feuilles de Posidonies comme litière. De plus, comme matériau de construction, isolant thermique, compost naturel et même comme emballage pour le transport de produits fragiles. Bien que leur utilisation traditionnelle ait décliné avec le temps, des efforts sont faits pour explorer de nouvelles façons de valoriser ces ressources naturelles, comme leur utilisation en tant qu'additif alimentaire pour le bétail (Boudouresque et al., 2006).

Actuellement, des essais récents explorent de nouvelles applications de la biomasse, notamment dans le domaine du traitement des eaux usées. Les recherches indiquent que la biomasse, qu'elle

## CHAPITRE I : GENERALITES

---

soit vivante ou morte, présente une remarquable capacité d'adsorption en raison de ses caractéristiques physico-chimiques. Cependant, l'utilisation de biomasse morte est préférée afin d'éviter les problèmes de toxicité, de besoins en alimentation et de maintenance associés à la biomasse vivante (Sanchez-Vidal et al., 2021).

**CHAPITRE II :  
MATERIEL ET METHODES**

Dans ce chapitre nous présentons les différentes étapes de conditionnement des fibres d'aegagropiles. Ensuite, les techniques d'analyse utilisées pour caractériser les échantillons seront détaillées. Enfin, l'adsorption du bleu de méthylène par les fibres d'aegagropiles sera explorée.

## II.1. Matériel

### II.1.1 Produits chimiques

Les produits chimiques utilisés durant ce travail sont résumés dans le tableau suivant (Tab. 11).

Tableau 11: Récapitulatif des caractéristiques des produits utilisés .

Formule	Dénomination	Fabriquant	M (g/mol)	Pureté
C <sub>16</sub> H <sub>18</sub> ClN <sub>3</sub> S	Bleu de méthylène	TM MEDIA	331,21	97%
KNO <sub>3</sub>	Potassium nitrate	BIOCHEM CHEMOPHARMA	101,103 2	99%
CH <sub>2</sub> O	Formaldéhyde	BIOCHEM CHEMOPHARMA	30,031	37-38%
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Acide sulfurique	PROLABO	98,079	90%
HCl	Acide chlorhydrique	LABOCH EIE PVT.LTD	36,46	35.5-38%
NaOH	Hydroxyde de sodium	BIOCHEM CHEMOPHARMA	39,997	27%
pH=7,00	Solution étalon	SUPELCO	-	±0,01(25°C)
pH=4,00	Solution étalon	SUPELCO	-	±0,01(25°C)

### II.1.2. Verrerie et autres

Les manipulations effectuées ont nécessité l'utilisation de plusieurs verreries (Tab. 12).

## CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

Tableau 12: Inventaire de la verrerie utilisée au laboratoire.

Matériel	Contenance (ml)	Erreur	Fabriquant
<b>Eprouvettes</b>	250	$\pm 2\text{ml}$ (ex $27^{\circ}\text{C}$ )	RIVIERA
	500	$\pm 5\text{mL}$ (ex $27^{\circ}\text{C}$ )	BRAND, Allemagne
<b>Fioles verre</b>	25	$\pm 0,06\text{mL}$ (en $20^{\circ}\text{C}$ )	BRAND, Allemagne
	100	$\pm 0.20\text{mL}$ (at $27^{\circ}\text{C}$ )	RIVIERA
	500	$\pm 0.25\text{ ml}$ (en $20^{\circ}\text{C}$ )	JOAN LAB
	1000	$\pm 0,4\text{mL}$ (in $20^{\circ}\text{C}$ )	SILBER BRAND, Allemagne
<b>Béchers</b>	100	-	RIVIERA
	150	-	SCHOTT DURAN ,Allemagne
	250		RIVIERA
	400	-	SCHOTT DURAN ,Allemagne
	1000	-	RIVIERA BOROSILICATE GLASS
<b>Pipettes</b>	25	$\pm 0.1$ (ex $27^{\circ}\text{C}$ )	RIVIERA
	10	$\pm 0,1$ (ex $20^{\circ}\text{C}$ )	BOMEX
<b>Erlenmeyers</b>	1000	-	SIMAX

### II.1.3. Appareils et systèmes de mesure

Pour comprendre le phénomène d'adsorption, plusieurs équipements et dispositifs de mesure sont employés pour mener les expériences nécessaires (Fig.8).

- a. Balance de précision à  $\pm 0,1\text{mg}$ , KERN EW 220-4N.
- b. PH-mètre INALOB level L et TOLEDO.
- c. Agitateur magnétique VELP SIENTIFICA.
- d. Micropipette SCIOLOGEX 0, allant de 100 à 1000 $\mu\text{l}$ .

## CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

- e. Broyeur.
- f. Tamis de laboratoire de 80 et 500  $\mu\text{m}$ .
- g. Etuve MEMMERT.
- h. Bain marie avec agitateur à 150 osc/min.
- i. Spectromètre UV/VISIBLE.
- j. Une hotte.



Figure 7: Ensemble d'appareils et de systèmes de mesure utilisés au laboratoire

### II.2. Méthodes

#### II.2.1. Conditionnement de la biomasse

##### II.2.1.1. Collecte des pelotes

L'objectif de notre étude est d'évaluer la capacité de biosorption des pelotes de *Posidonia oceanica*, un déchet biologique, pour l'élimination des colorants organiques. Une quantité d'aegagropiles a été collectée durant le mois de Mars 2024 au niveau de la wilaya de Tipaza. Les sites de récolte sélectionnés, à savoir la plage des Galets, la Plage de Chenoua et la plage des Ruines Romaines (Fig. 9) et (Fig.10), présentent une forte abondance d'herbiers sous-marins, favorisant ainsi la formation de ces pelotes. Il faut noter également que les pelotes sont plus abondantes après les épisodes de mauvais temps.

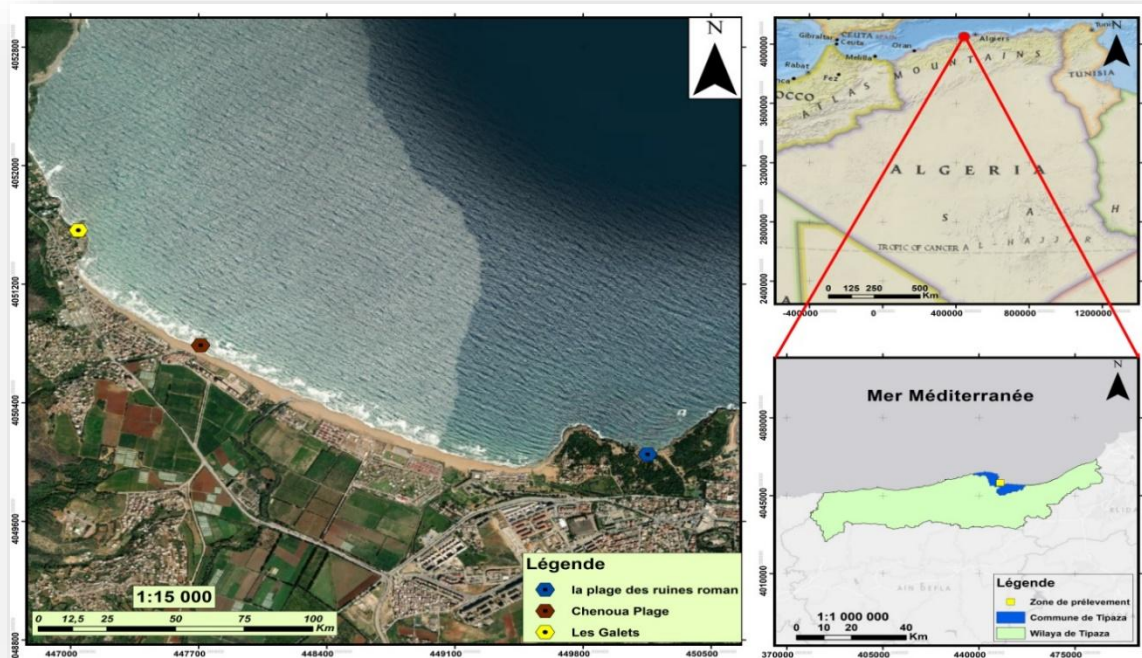




Figure 9: Les sites de récolte de biomasse d'aegagropiles de *Posidonia oceanica* a : La plage Chenoua ; b : La plage des ruines ; c : La plage galets.

### II.2.1.2. Prétraitement de la biomasse

Les pelotes ainsi prélevées ont subi un prétraitement permettant d'obtenir une biomasse propre, en éliminant tous les résidus.

**Effilochage** : Cette opération vise à séparer manuellement les pelotes afin de réduire la compacité de la biomasse naturelle. Ensuite, à l'aide d'une pince, les gros débris de végétaux et autres éléments enchevêtrés avec les fibres sont retirés selon le processus (Fig. 113a).

**Le rinçage des fibres** : Cette étape a impliqué plusieurs lavages à l'eau du robinet. Ce lavage a pour but d'éliminer les impuretés telles que le sable ainsi que d'autres déchets ayant été enchevêtrés avec les fibres au cours de leur formation et qui sont susceptibles de fausser les résultats des essais d'adsorption (Fig. 11b).

**Le séchage** : L'élimination de l'eau contenue dans les fibres est effectuée à l'étuve à une température de 40°C à 60°C jusqu'à ce que le poids reste constant, cette température permet la dessiccation du matériau sans altérer ses propriétés structurales et fonctionnelles, cette opération dure environ 24 à 48 heures (Fig. 11c).

**Le broyage** : consiste à réduire les fibres séchées en poudre à l'aide d'un broyeur, assurant ainsi une granulométrie précise et homogène (Fig. 11d).

**Le tamisage et le stockage** : le tamisage représente la dernière étape du traitement du matériau brut après le broyage. Il permet d'obtenir des fractions spécifiques de biomasse entre (80 et 200  $\mu\text{m}$ ) (Fig. 11e). Une fois cette opération effectuée, la biomasse obtenue est recueillie dans des flacons en verre et conservées dans un environnement sec pour éviter toute humidité (Fig. 11f).



Figure 10: Prétraitement de la biomasse a : effilochage b : rinçage des fibres c : séchage  
d : broyage e : tamisage f : stockage.

### II.2.1.3. Traitement de la biomasse

Après le prétraitement, trois biosorbants sont réalisés dans ce travail : la biomasse brute, protonée et réticulée au formaldéhyde. Ces traitements ont pour but d'augmenter la capacité de sorption du matériau d'origine et d'améliorer sa stabilité.

#### II.2.1.3.1. Biomasse naturelle

La biomasse a été abondamment lavée à l'eau du robinet pour éliminer le sable et les ions généralement présents dans l'eau de mer. Séchée dans une étuve à 50-60 °C jusqu'à obtention d'un poids constant. Ensuite la matière séchée a été broyée et tamisée afin d'obtenir une fraction granulométrique de 80 à 200 µm. Ce matériau a été désigné comme la biomasse naturelle (BN) (Fig. 12a).

#### II.2.1.3.2. Biomasse protonée

La biomasse a été protonée selon la procédure décrite par Scheider et Volesky (1996). En suspendant 10 g de biomasse naturelle (BN) dans 1 L de solution acide chlorhydrique (HCl) 0,1 N pendant environ 24 h à une température ambiante ( $23 \pm 2$  °C).

Le solide a été filtré et lavé à plusieurs reprises avec de l'eau distillée jusqu'à ce que le pH de l'eau de lavage reste stable (4,5 - 5,5 °C), il a ensuite été séché dans une étuve à 50-60 °C jusqu'à

obtention d'un poids constant, ce traitement a induit une perte de poids significative, d'environ 28 % (Fig. 12b).

La substance obtenue, désignée comme biomasse protonée (BP), est conservée sous des conditions de dessiccation afin de prévenir toute exposition à l'humidité.

### II.2.1.3.3. Biomasse traitée au formaldéhyde

La biomasse NB a été modifiée chimiquement avec du formaldéhyde selon la procédure décrite par Saito et al. (1992). Pour ce faire, 20 g de NB solide ont été placés dans 400 ml d'une solution d'acide sulfurique ( $H_2SO_4$ ) 0,2 N et 102 ml de formaldéhyde (HCHO) pendant 2 h à 50 °C. La biomasse résultante a été filtrée, rincée plusieurs fois avec de l'eau distillée jusqu'à ce que le pH de l'eau de lavage atteigne 5, et enfin, séchée dans un four à 50-60 °C jusqu'à obtention d'un poids constant, et conservée sous des conditions de dessiccation afin de prévenir toute exposition à l'humidité (Fig. 12c).

Cette matière a été désignée comme la biomasse traitée au formaldéhyde (BF). Ce traitement a également entraîné une perte de poids (40 % environ).

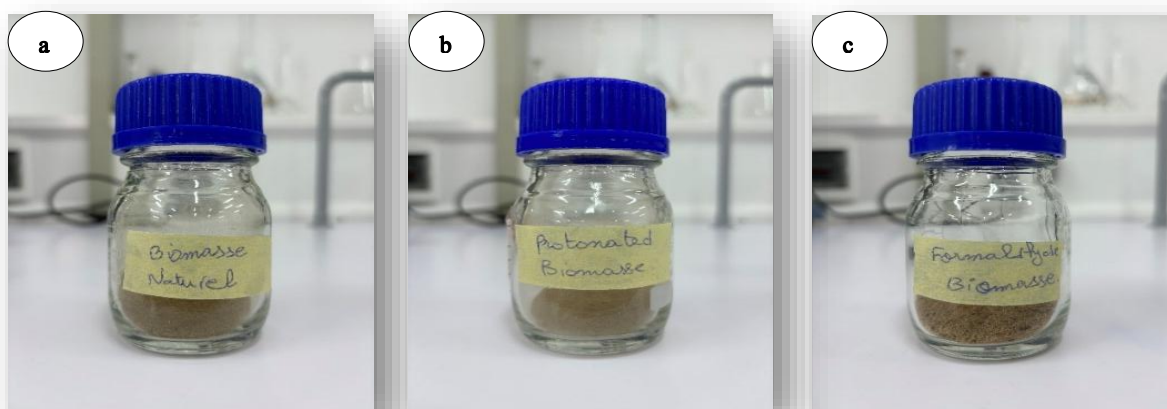


Figure 11: Préparation des trois biomasses a : biomasse naturelle b : biomasse protonée c : Formaldéhyde biomasse.

## II.2.2. Caractérisation

La caractérisation de la biomasse est essentielle pour comprendre les différents phénomènes qui interviennent dans le processus d'adsorption. Cette caractérisation vise à identifier les divers paramètres qui permettent de définir les caractéristiques intrinsèques de la biomasse, qui sont de nature étroitement liée aux phénomènes d'adsorption.

### II.2.2.1. Détermination de taux d'humidité

Le taux d'humidité est une mesure de la quantité d'eau contenue dans un matériau par rapport à sa masse totale. Il est généralement exprimé en pourcentage et est déterminé en comparant la

masse d'eau éliminée par séchage à la masse des particules solides restantes après séchage complet (Qlihaa et al., 2016).

Pour mesurer le taux d'humidité des fibres d'aegagropiles, 1 gramme de fibres a été précisément pesé. Ensuite, quelques gouttes d'eau ont été ajoutées aux fibres pour les humidifier, puis elles ont été placées dans une étuve à une température de 40°C pendant 24 heures. Après ce premier séchage, les fibres ont été retirées de l'étuve et pesées de nouveau. Elles ont ensuite été remises dans l'étuve, cette fois à une température de 105°C pendant 45 minutes. Enfin, les fibres ont été retirées de l'étuve et pesées une dernière fois (Fig. 13).

Le calcul du pourcentage du taux d'humidité H est donné selon cette formule.

$$H (\%) = (m_1 - m_2 / m_1) * 100 \quad (1)$$

H : humidité en pourcentage massique (%).

$m_1$  : Masse des fibres (g) après séchage à 40°C

$m_2$  : Masse ( $m_1$ ) après séchage à 105°C

Les statistiques de répétabilité ont été possibles en travaillant par triplicatas



Figure 12: Détermination de taux d'humidité

### II.2.2.2. Détermination du pH de point de charge nulle ( $pH_{PZC}$ )

Le point de charge nulle, ou  $pH_{PZC}$ , représente le pH où la charge nette de la surface est équilibrée entre les charges positives et négatives. Il joue un rôle crucial dans les processus d'adsorption, particulièrement lorsque les interactions électrostatiques sont impliquées, comme (Belaid and Kacha, 2011).

Le pH de charge zéro ( $pH_{PZC}$ ) de la biomasse poudre a été déterminé conformément à la méthode décrite par (Elwakeel et al., 2015). Pour ce faire, la biomasse utilisée, de fractions supérieures à

80  $\mu\text{m}$  et inférieures à 200  $\mu\text{m}$ , a été préparée en suivant un processus rigoureux. Des solutions de  $\text{KNO}_3$  de 0.01 N ont été préparées comme décrit dans la référence et transférées dans des flacons de 100 ml. Le pH initial des solutions a été ajusté dans une plage allant de 2 à 11 en ajoutant de l'eau, puis en ajustant avec des solutions d'hydroxyde de sodium ( $\text{NaOH}$ ) à 0,1 N et d'acide chlorhydrique ( $\text{HCl}$ ) (Fig. 14). Ensuite, 0,1 g de biomasse a été ajouté à chaque flacon. Les solutions ont été agitées pendant 48 heures pour atteindre l'équilibre. Après cette période, le pH final a été mesuré, et la différence entre le pH initial et le pH final ( $\Delta\text{pH}$ ) a été rapportée au pH initial. Il a été ensuite tracé en fonction du pH initial pour obtenir les résultats. Le  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  a été déterminé comme étant le point d'intersection de la courbe résultante avec l'axe des abscisses, où  $\Delta\text{pH} = 0$ .

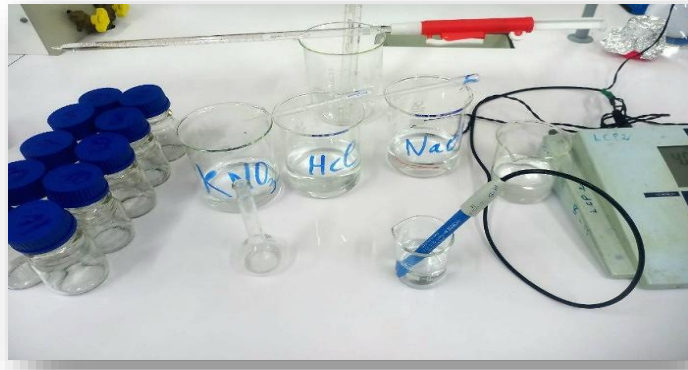


Figure 13: Préparation d'une plage de pH de 2 jusqu'à 11.

### II.2.3. Étude de l'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres d'aegagropiles

Le processus d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres d'aegagropiles implique une analyse du processus d'interaction entre les molécules du bleu de méthylène et les surfaces des fibres d'aegagropiles.

L'étude de l'adsorption du bleu de méthylène en mode batch implique la réalisation d'expériences en laboratoire où nous mettons en contact une quantité déterminée de fibres d'aegagropiles avec un volume spécifique d'une solution de bleu de méthylène. Pour ce faire, nous utilisons un agitateur avec une vitesse maximale de 150 osc/min assurant une dispersion homogène des particules solides dans la solution, grâce à une agitation constante pendant une durée suffisante pour atteindre l'équilibre d'adsorption.

### II.2.3.1. Préparation et étalonnage de la solution du bleu de méthylène

Nous avons préparé une solution mère de concentration déterminée, à partir de laquelle nous avons effectué une série de dilutions successives afin d'obtenir des solutions filles présentant des concentrations précises.

#### Préparation de la solution mère

Pour la préparation de la solution mère, on dissout une quantité de poudre de bleu de méthylène dans l'eau distillée. Une agitation de mélange était réalisée à l'aide d'un agitateur magnétique pour assurer une homogénéisation optimale. Ensuite, le mélange a été recouvert d'un papier d'aluminium et conservé à l'abri de la lumière.

#### Préparation des solutions filles

Le tableau 13 représente les concentrations et les volumes prélevés pour préparer les solutions filles à partir de la solution mère par dilution.

Tableau 13: Concentrations et volumes prélevés pour la préparation des solutions filles.

Solutions	Mère	Fille 1	Fille 2	Fille 3	Fille 4	Fille 5	Fille 6
Volume (ml)	1000	25	25	25	25	25	25
Concentration [C] (mg/l)	50	1	2	3	4	5	10
Volume prélevé (ml)	/	0.5	1	1.5	2	2.5	5

L'absorbance des solutions étalons est mesurée à une longueur d'onde spécifique de 665 nm (pour le bleu de méthylène ( $\lambda_{\max} = 665$  nm)) à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible par l'utilisation des cuves de 1 cm de diamètre. Les résultats sont alors utilisés pour tracer une courbe d'étalonnage  $A = f(C_e)$ , où  $C_e$  représente la concentration effective des solutions.

### II.2.3.2. Spectrophotométrie UV-visible

La spectrophotométrie UV-visible, est un type d'analyse chimique développé pour la détection des éléments chimiques qui absorbent des rayonnements électromagnétiques situés dans le domaine spectral ultraviolet-visible. C'est une méthode analytique à la fois quantitative et qualitative qui consiste à mesurer l'absorbance ou densité optique d'une substance chimique. Elle est très recommandée pour le dosage des colorants. Cette méthode est employée pour déterminer la quantité du bleu du méthylène en passant par la détermination de l'absorbance. Il

est basé sur deux lois qui sont exprimées en une seule relation la loi de BEER LAMBERT (Di Benedetto and Breuil, 2007)

### II.2.3.2.1. Le principe de la loi de Beer-Lambert

Le principe de la loi de Beer-Lambert stipule que lorsque un faisceau lumineux monochromatique traverse une solution homogène d'une substance à une concentration donnée, dans une cuve de face parallèle sur une longueur  $l$  (appelée trajet optique), la quantité de lumière absorbée dépend à la fois de la concentration de la substance et de l'épaisseur du milieu traversé (Di Benedetto and Breuil, 2007).

La loi est :

$$A = DO = \log(I_0/I) = \epsilon l C \quad (2)$$

$$A = C. l. \epsilon \quad (3)$$

Où :  $A$  : absorbance ;  $DO$  : densité optique ;  $I_0$  : intensité de l'énergie lumineuse transmise ;  $I$  : intensité de l'énergie lumineuse émise ;  $\epsilon$  : coefficient d'extinction molaire ;  $l$  : longueur de trajet ;  $C$  : concentration de l'élément à doser.

### II.2.3.3. Test en batch

Les essais en batch sont une méthode couramment utilisée pour étudier le comportement des polluants à l'interface liquide-solide. Cette approche consiste à observer l'évolution du système "bleu de méthylène - fibres d'aegagropiles" dans le temps. Cela permet d'analyser la cinétique d'adsorption du polluant par l'adsorbant et de déterminer les conditions optimales pour maximiser l'efficacité de l'adsorption et à fournir des informations précieuses telles que la capacité d'adsorption de l'adsorbant, la vitesse à laquelle l'adsorption se produit, l'effet de fraction et l'influence de divers paramètres environnementaux (comme le pH et la température) sur le processus d'adsorption.

Cette approche, réalisée en laboratoire, consiste à mettre en contact les fibres d'aegagropiles et le bleu de méthylène dans un dispositif favorisant la dispersion des fibres d'aegagropiles dans le bleu de méthylène. La dispersion est obtenue sous agitation, assurant un temps de contact adéquat pour atteindre l'équilibre. Pendant ces expériences, plusieurs paramètres sont contrôlés, notamment la température du système maintenue constante, le temps de contact et les conditions d'agitation.

Dans notre expérience d'adsorption en mode batch (Fig. 14), une quantité spécifique d'adsorbant (les fibres d'aegagropiles) est placée dans un flacon de 100 ml et agitée dans un agitateur mécanique avec une solution synthétique de bleu de méthylène de concentration et de volume connus. Après un temps de contact suffisant pour atteindre l'équilibre, la suspension est filtrée, puis analysée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible afin de déterminer la concentration résiduelle du bleu de méthylène.

Il est important de mentionner que nous avons effectué un blanc (bleu de méthylène) contrôle négatif dans toutes nos analyses.

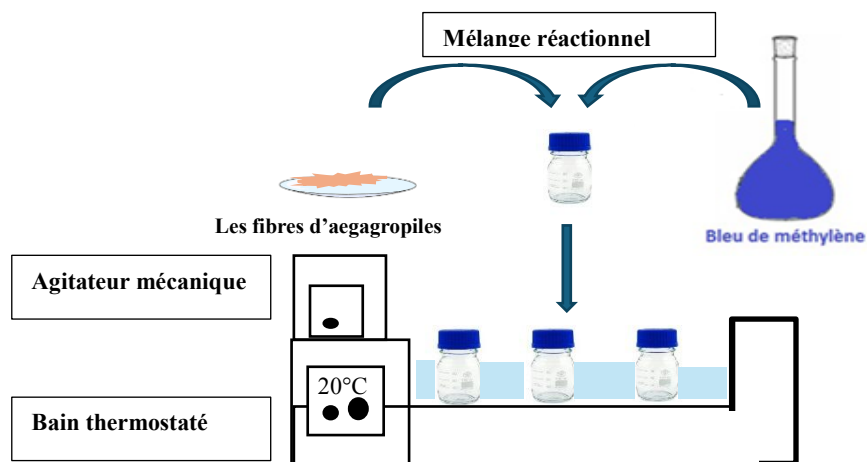


Figure 14: Dispositif d'adsorption en Batch

### II.2.3.4. Étude de l'effet de la variation de la taille de fraction et capacité d'adsorption

Dans notre étude sur l'effet de la taille des fractions de notre biomasse (fibres aegagropile) sur l'efficacité d'adsorption du bleu de méthylène, nous avons d'abord réalisé un tamisage pour séparer la biomasse en différentes fractions, avec des tailles spécifiques définies. Les fractions obtenues ont des seuils de taille de  $> 400 \mu\text{m}$ ,  $> 315 \mu\text{m}$  et  $> 200 \mu\text{m}$  (Fig. 15). L'objectif principal de cette étude est de déterminer quelle fraction représente une efficacité d'adsorption plus élevée.

Dans des flacons de 100 ml, 1g de biomasse de chaque fraction est ajoutée à une solution de bleu de méthylène de 15 mg/l. Les flacons sont ensuite agités dans un agitateur mécanique maintenu à une température constante de 20 °C. Les échantillons ont ensuite été prélevés à différents intervalles de temps et l'absorbance est mesurée à 665 nm.

La fraction présentant les meilleurs résultats a été choisi pour le reste des analyses.

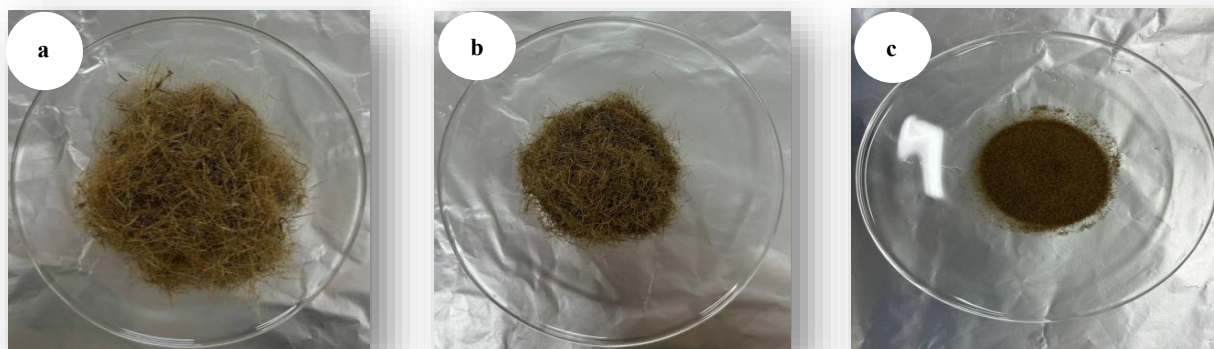


Figure 15: Les trois taille fractions après tamisage a:  $s > 400\mu\text{m}$  ; b:  $s > 315\mu\text{m}$  ; c:  $s > 200\mu\text{m}$ .

### II.2.3.5. Cinétique et capacité d'adsorption du bleu de méthylène par les trois types de biosorbants

La cinétique d'adsorption du bleu de méthylène (BM) est une étape cruciale dans l'évaluation de l'interaction entre ce colorant et trois types distincts de biomasses : la biomasse naturelle, la biomasse protonée et la biomasse traitée au formaldéhyde. Cette étude vise à déterminer l'influence du temps de contact sur la capacité d'adsorption du colorant et à quantifier les quantités adsorbées par chaque type de biomasse. Pour mener cette analyse, nous avons préparé des flacons de 100 ml contenant 0,5 g de biomasse (fibres d'aegagropiles) et une solution synthétique de bleu de méthylène d'une concentration de 20 mg/L. Chaque flacon a été agité dans un agitateur mécanique maintenu à une température constante de 20 °C pour assurer une bonne homogénéité. Pour suivre la cinétique des réactions, des flacons sont agités à des intervalles de temps différents : 10 min, 20 min, 30 min, 40 min, 50 min, 60 min, 90 min, 120 min, 150 min, 180 min, 210 min, 240 min, 270 min, 300 min et 360 min. L'absorbance est par la suite mesurée afin de calculer la quantité adsorbée et le rendement de fixation (F) après chaque temps de contact. La quantité adsorbée ainsi que le rendement sont calculés respectivement par les équations (4) et (5).

$$Q_a(\text{mg/g}) = (C_0 - C_t)v/m \quad (4)$$

$Q_a(\text{mg/g})$  : Quantité d'adsorbant adsorbé par gramme de matériau (en mg/g).

$C_0$  : Concentration initiale du soluté (en mg/L).

$C_t$  : Concentration du soluté à un temps donné t (en mg/L).

v : Volume de la solution (en L).

m : Masse de l'adsorbant (en g)

$$F (\%) = [(C_0 - C_t) / C_0] * 100 \quad (5)$$

F (%) : Rendement de fixation du soluté.

C<sub>0</sub> : Concentration initiale du soluté (en mg/L).

C<sub>t</sub> : Concentration du soluté à un temps donné t (en mg/L).

Une courbe représentant les quantités de bleu de méthylène adsorbées en fonction du temps est tracée. A l'aide de cette courbe, le temps d'équilibre pour chaque biomasse est déterminé.

### II.2.3.6. Isothermes d'adsorption

L'isotherme d'adsorption décrit la relation entre la concentration d'un soluté dans une phase liquide et la quantité de ce soluté adsorbée par un adsorbant à une température et un pH donné. Elle permet de comprendre comment différentes concentrations de soluté influencent la capacité d'adsorption de l'adsorbant et d'évaluer les interactions entre les molécules adsorbées et la surface de l'adsorbant. Dans notre étude, nous avons évalué l'adsorption du bleu de méthylène sur trois types distincts de biomasses d'une fraction de >400 µm : la biomasse naturelle, la biomasse protonée, et la biomasse traitée au formaldéhyde. Cette étude vise à déterminer l'influence de la concentration sur la capacité d'adsorption du colorant et à quantifier les quantités adsorbées par chaque type de biomasse pendant un temps d'équilibre de chaque biomasse déterminée par la cinétique.

Pour mener cette analyse, des solutions de bleu de méthylène de concentrations croissantes (10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120 mg/L) ,ont été préparées à partir d'une solution mère de bleu de méthylène de 1 g/L. Des flacons de 100 ml contenant 0,5 g de biomasse (fibres d'aegagropiles) ont été utilisés pour chaque concentration de solution synthétique de bleu de méthylène. Chaque flacon a été agité dans un agitateur mécanique à une température de 20 °C pour assurer une bonne homogénéité. Un spectrophotomètre UV-visible a été utilisé afin de déterminer l'absorbance de bleu de méthylène afin de déterminer sa concentration. Cela a permis de quantifier la quantité de colorant adsorbée par chaque type de biomasse et d'évaluer l'influence de la concentration sur la capacité d'adsorption du colorant.

### II.2.3.7 Modélisation de la cinétique d'adsorption

#### II.2.3.7.1 Modèle du pseudo premier ordre

L'équation de vitesse de Lagergren, couramment utilisée pour décrire l'adsorption d'un adsorbé à partir d'un substrat en phase liquide, est l'une des plus populaires pour cette application. La forme linéaire de cette équation, également connue sous le nom de modèle cinétique pseudo-premier ordre, est la suivante (Bhatnagar et al., 2010). Ce modèle est applicable uniquement durant les premières minutes du phénomène et suggère que l'adsorption est réversible (Aarfane et al., 2014). Introduite par (Lagergren en 1898), elle est formulée comme suit :

$$Q_t = Q_e [1 - \exp(-k_1 * t)] \quad (6)$$

La linéarisation par changement d'échelle de cette équation conduit à l'équation suivante:

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln(Q_e) - k_1 * t \quad (7)$$

Avec  $k_1$  la constante de vitesse du modèle cinétique de pseudo premier ordre en  $(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$ , La pente  $K_1$  représente quant à l'intersection avec l'axe des ordonnées nous renseignent sur la quantité d'équilibre expérimentale.

$Q_e$  et  $Q_t$  représentent respectivement les quantités à l'équilibre et à l'instant  $t$  en  $(\text{mg/g})$ .

#### II.2.3.7.2 Modèle du pseudo second ordre

L'équation du pseudo-second ordre est fréquemment utilisée avec succès pour décrire la cinétique de la réaction de fixation des polluants sur l'adsorbant. Ce modèle permet de caractériser la cinétique d'adsorption en tenant compte à la fois d'une fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et d'une fixation lente sur les sites à faible énergie (Aarfane et al., 2014).

Ce modèle est basé sur plusieurs hypothèses (Karmakar et al., 2018) :

- L'adsorption se produit uniquement sur des sites spécifiques.
- L'énergie d'adsorption est indépendante du degré de couverture de la surface.
- L'adsorption maximale correspond à la formation d'une monocouche saturée en ions adsorbés sur la surface de l'adsorbant.
- Le taux de désorption est négligeable par rapport au taux d'adsorption

Le modèle pseudo-second-ordre (PSO) est donné par l'expression suivante (Ho and McKay, 1999)

$$Q_t = \frac{k_2 * Q_e^2 * t}{1 + K_2 * Q_e * t} \quad (8)$$

La linéarisation par changement d'échelle de l'équation du pseudo second ordre nous mène à l'équation suivante :

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 * Q_e^2} + \frac{t}{Q_e} \quad (9)$$

$K_2$ : Constante de vitesse d'adsorption pour le pseudo-second ordre (g.mg-1.min-1).

$Q_e$  et  $Q_t$  : représentent respectivement les quantités d'adsorbat à l'équilibre et à l'instant  $t$  par gramme d'adsorbant (mg/g).

#### II.2.3.7.3 Modèle de Elovich

Ce modèle suppose que la vitesse d'adsorption diminue exponentiellement avec la quantité d'adsorbat adsorbée. Le modèle cinétique d'Elovich est souvent utilisé pour interpréter la cinétique d'adsorption et décrire avec succès la cinétique du second ordre en supposant que la surface est énergétiquement hétérogène. Il s'exprime par l'équation suivante (Edet and Ifelebuegu, 2020) :

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha e^{-\beta q_t} \quad (10)$$

où :

$\alpha$  est le taux initial d'adsorption (mg/g/min)

$q_t$  est la quantité d'adsorbat adsorbée à un instant donné (t)

$\beta$  est un paramètre lié à l'énergie d'activation de l'adsorption (g/mg).

Pour simplifier l'équation, on peut supposer que :

$\alpha\beta t \gg 1$ , et en appliquant également des conditions aux limites ;

$q_t = 0$  à  $t = 0$  et  $q_t = q_t$  à  $t = t$ .

l'équation précédente devient (Farouq and Yousef, 2015) :

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t) \quad (11)$$

Si le processus d'adsorption correspond à l'équation, alors le tracé de  $q_t$  en fonction de  $\ln(t)$  donnerait un résultat linéaire relation avec la pente de  $(1/\beta)$  et une ordonnée à l'origine de  $(1/\beta) \ln(\alpha\beta)$ .

#### II.2.3.7.4 Natarajan et Khalaf

L'équation de Natarajan et Khalaf décrit la cinétique de l'adsorption en reliant la concentration initiale de l'adsorbat à sa concentration à un moment donné. La forme linéaire est exprimée comme suit (Venkatesan and Rajagopalan, 2016) :

$$\log\left(\frac{C_0}{C_t}\right) = \left(\frac{Kn}{2.303}\right) t \quad (12)$$

Où :

où  $C_0$  représente la concentration initiale (mg/L) et  $C_t$  la concentration (mg/L) à un moment donné  $t$ . La valeur de  $Kn$  a été calculée à partir de la pente de la droite obtenue en traçant  $\log(C_0 / C_t)$  en fonction de  $t$ .

#### II.2.3.7.5 Diffusion intra-particulaire

Le mécanisme d'adsorption par adsorbant est décrit par le mode de diffusion ou transport de l'adsorbat de la solution vers la phase solide. Le modèle de diffusion intra-particule peut être exprimé comme (Musah et al., 2022) :

$$Q_t = k_{id}(t)^\alpha \quad (13)$$

Où:

$R$  est le pourcentage adsorbé.

$t$  est le temps de contact (h).

$\alpha$  est le gradient des tracés linéaires et représente le mécanisme(s) d'adsorption.

$k_{id}$  est la constante du taux de diffusion intra-particule (h-1) et pourrait être pris comme facteur de taux (% supprimé par unité de temps). La forme linéaire de l'équation est :

$$\log q_t = \log k_{id} + \alpha \log(t) \quad (14)$$

Les valeurs de  $k_{id}$  peuvent être calculées à partir de la pente de le tracé de  $\log q_t$  par rapport à  $0,5 \log t$ .

Où

$K_{id}$  et  $\alpha$  sont la diffusion intra-articulaire constante de vitesse et mécanisme de sorption.

#### II.2.3.8 Modélisation des isothermes d'adsorption

Pour décrire les caractéristiques d'un système adsorbant/adsorbat et représenter plus précisément les isothermes, divers modèles mathématiques et empiriques ont été élaborés. Les plus couramment employés sont les modèles à deux paramètres, tels que ceux de Langmuir et de Freundlich, ainsi que certains modèles à trois paramètres.

##### II.2.3.8.1. Isotherme de Langmuir

D'après Langmuir, 1918 ce modèle est très utile pour l'adsorption mono moléculaire d'un soluté en formant une monocouche à la surface d'un adsorbant.

$$Q_e = \frac{Q_m * k_L * C_e}{1 + k_L * C_e} \quad (15)$$

Après la linéarisation :

$$\frac{1}{Q_e} = \frac{1}{k_L} * \frac{1}{C_e} + \frac{1}{Q_m} \quad (16)$$

$Q_e$  : quantité de soluté adsorbée en (mg/g).

$Q_m$  : capacité maximale d'adsorption (mg/g).

$C_e$  : concentration du soluté à l'équilibre (mg/l).

$K_L$  : constante relative à l'énergie d'adsorption.

### II.2.3.8.2. Isotherme de Freundlich

D'après Freundlich, 1926 ce modèle est basé sur l'adsorption sur des surfaces hétérogènes.

L'expression mathématique associée à ce modèle est donnée par l'équation suivante :

$$Q_e = K_f * C_e^{1/n} \quad (17)$$

Après linéarisation on obtient :

$$\log Q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log(C_e) \quad (18)$$

$K_f$  (mg/g) et  $n$  : constantes caractéristiques, la valeur de  $k_f$  peut cependant être prise comme capacité relative d'adsorption et  $1/n$  indique l'intensité de la réaction.

### II.2.3.8.3. Isotherme de Temkin

la dérivation de l'isotherme de temkin suppose que l'abaissement de la chaleur d'adsorption est linéaire plutôt que logarithmique et l'adsorption est caractérisé par une distribution uniforme des énergies de liaison jusqu'à une certaine énergie maximale de liaison .comme appliqué dans l'équation de Freundlich (Foo and Hameed, 2010).

L'isotherme de Temkin exprimée par l'équation suivante :

$$Q_e = \frac{RT}{b_T} \ln(A_t * C_e) \quad (19)$$

Après linéarisation on obtient :

$$Q_e = \frac{RT}{b_T} \ln(A_t) + \left(\frac{RT}{b_t}\right) \ln C_e \quad (20)$$

$A_t$  : la constante d'équilibre d'adsorption correspondant à l'énergie de liaison maximale.

$RT / b_T$  : Constante de Temkin relative à la chaleur d'adsorption.

### II.2.3.8.4. Isotherme de Dubinin-Radushkevich

L'isotherme de Dubinin-Radushkevich est un modèle empirique conçu à l'origine pour l'adsorption de vapeurs subcritiques sur des solides microporeux via un mécanisme de remplissage des pores. Il est couramment utilisé pour décrire l'adsorption avec une distribution d'énergie gaussienne sur une surface hétérogène. Ce modèle s'ajuste bien aux données de solutés à activités élevées et aux concentrations intermédiaires, mais ses propriétés asymptotiques sont insatisfaisantes et il ne peut pas prédire la loi de Henry à basse pression. Il est généralement appliqué pour distinguer l'adsorption physique et chimique des ions métalliques, et l'énergie libre moyenne par molécule d'adsorbat peut être calculée à partir de ce modèle (Foo and Hameed, 2010). Le modèle de Dubinin-Radushkevich peut être exprimé par l'équation suivante :

$$Q_e = (Q_s) \exp(-k_{ad} \varepsilon^2) \quad (21)$$

Après linéarisation on obtient :

$$\ln(Q_e) = \ln(Q_s) - k_{ad} \varepsilon^2 \quad (22)$$

$Q_s$  : capacité maximum théorique d'adsorption.

$\varepsilon$  : potentiel de Polanyi ( $\varepsilon = RT \ln(1 + 1/C_e)$ ).

$k_{ad}$  : Constante de l'isotherme de Dubinin-Radushkevich

(Tab. 14) présente les principales hypothèses sur lesquelles reposent les modèles de modélisation les plus couramment utilisés, offrant un aperçu des bases théoriques et des simplifications inhérentes à chaque approche.

Tableau 14: Les hypothèses des modèles les plus utilisés pour la modélisation des isothermes d'adsorption en phase liquide – solide.

<b>Modèle</b>	<b>Hypothèses</b>	<b>Références</b>
<b>Freundlich</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Adsorption en multicouche</li> <li>- Sites de sorption énergétiquement hétérogènes</li> <li>- Limitation en milieu dilué</li> <li>- Distribution exponentielle des sites actifs selon les énergies d'adsorption</li> <li>- Absence de capacité maximale d'adsorption</li> <li>- Prise en compte des interactions entre adsorbats</li> <li>- Utilisable uniquement à faibles concentrations (car pas de limite supérieure pour les fortes concentrations)</li> <li>- Les sites d'adsorption les plus forts sont occupés en premier et la force de liaison diminue à mesure que le degré d'occupation des sites augmente.</li> </ul>	(Ncibi et al., 2006)
<b>Langmuir</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sites de sorption énergétiquement homogènes</li> <li>- Une seule molécule adsorbée par site</li> <li>- Adsorption en monocouche</li> <li>- Interactions entre adsorbats négligées</li> <li>- Taux de désorption indépendant de l'occupation des sites voisins</li> <li>- Applicable à l'adsorption chimique et physique lorsque le système est proche de l'équilibre.</li> </ul>	(Ncibi et al., 2006)
<b>Temkin</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Distribution uniforme des énergies de liaison jusqu'à une énergie de liaison maximale</li> <li>- Présence d'interactions indirectes entre adsorbats, entraînant une diminution linéaire de la chaleur d'adsorption des molécules à mesure que la surface se recouvre.</li> </ul>	(Chen et al., 2008)
<b>Duninin-Radushkevich</b>	La quantité adsorbée, indépendamment de la concentration de l'adsorbat, suit une distribution gaussienne en fonction du potentiel de Polanyi.	(Munir et al., 2010)

II.2.3.9 Système de classification des isothermes

L'étude de l'adsorption d'un polluant par un solide fournit des informations sur la surface spécifique et la structure du solide. Des modèles théoriques et empiriques décrivent la relation entre la quantité adsorbée  $q_e$  (mg/g) et la concentration à l'équilibre  $C_e$  (mg/l) à une température donnée. Ces relations, appelées isothermes, sont non-cinétiques,  $q_t = f(C_e)$  (Touina, 2021).

Plusieurs auteurs ont proposé une classification des isothermes de sorption. En se basant sur la forme et la pente de la courbe d'isotherme d'adsorption on distingue quatre classes principales nommées: S (Sigmoïde), L (Langmuir), H (Haute affinité) et C (partition Constante), (Giles et al., 1974) qui représentent dans (Fig. 16) ci dessous :

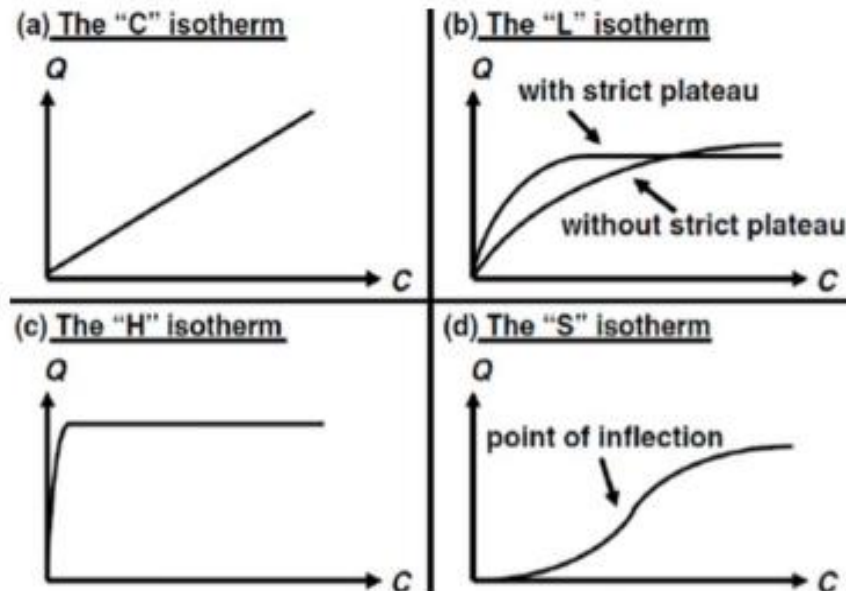


Figure 16: Les quatre principaux types d'isothermes selon (Giles et al., 1974).

Le type d'isotherme obtenu permet de tirer des conclusions qualitatives sur les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbé (Giles et al., 1974).

**Type L :**

Dite de « Langmuir » : présente, à faible concentration en solution. De forme convexe. Suggère une diminution des sites libres au fur et à mesure de la progression de l'adsorption. Quand ce tend vers le zéro, la pente de l'isotherme est constante.

**Type S**

Dite "sigmoïdale" : les isothermes de cette classe montrent un point d'inflexion, révélateur de deux mécanismes d'adsorption. Cela se produit, par exemple, lorsqu'une première couche de soluté est d'abord adsorbée, suivie par l'adsorption favorisée d'une ou plusieurs couches supplémentaires.

**Type H**

Dite de "haute affinité" : c'est un cas particulier de la forme L, où la pente initiale est très élevée, presque verticale.

**Type C**

Dite de "partition constante" : les isothermes de cette classe se caractérisent par une répartition constante entre la solution et le substrat, avec un rapport  $q_e/C_e$  constant.

II.2.3.10 Calcul d'erreurs

L'applicabilité d'un modèle de cinétique pour décrire le processus d'adsorption a été déterminée selon le coefficient de détermination  $R^2$ , mais aussi par diverses fonctions d'erreur qui sont employées dans la littérature pour évaluer la validité des modèles mathématiques d'adsorption avec les résultats expérimentaux (Tab.15).

Tableau 15 : Liste des fonctions d'erreurs  $Q_{e_{mes}}$  : la quantité adsorbée expérimentales,  $Q_{e_{cal}}$  : quantité adsorbées obtenues par les différentes modèles,  $n$  : le nombre de mesures effectuées,  $p$  : nombre de paramètres de chaque modèle (FOO and HAMEED, 2010).

Fonction d'erreur	Abréviation	Expression
<b>Hybridfractionalerror fonction</b>	HYBRID	$\frac{100}{n-p} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{(Q_{e_{mes}} - Q_{e_{cal}})^2}{Q_{e_{mes}}} \right]$
<b>Average Relative Error</b>	ARE	$\frac{100}{n} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{Q_{e_{cal}} - Q_{e_{mes}}}{Q_{e_{mes}}} \right]$
<b>Sum of Absolute Error</b>	EABS	$\sum_{i=1}^n [Q_{e_{cal}} - Q_{e_{mes}}]$
<b>Marquardt's percent standard deviation</b>	MPSD	$100 \sqrt{\frac{1}{n-p} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{Q_{e_{mes}} - Q_{e_{cal}}}{Q_{e_{mes}}} \right]^2}$
<b>Coefficient and Standard deviation of relative</b>	S <sub>RE</sub>	$\sqrt{\frac{\sum_i^n [(Q_{e_{mes}} - Q_{e_{cal}}) - ARE]^2}{n-1}}$

<b>errors</b>		
<b>Non linear chi-square test</b>	$X^2$	$\sum_{i=1}^n \left[ \frac{(Qe_{cal} - Qe_{mes})^2}{Qe_{mes}} \right]$
<b>Normalized Standard Deviation</b>	NSD	$100 \sqrt{\frac{1}{n-2} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{Qe_{mes} - Qe_{cal}}{Qe_{mes}} \right]^2}$
<b>Residual root Mean Square Errors</b>	RMSE	$\sqrt{\frac{1}{n-2} \sum_{i=1}^n (Qe_{mes} - Qe_{cal})^2}$
<b>Sum of the squares errors</b>	ERRSQ	$\sum_{i=1}^p (Qe_{cal} - Qe_{mes})_i^2$

II.2.3.11 Étude de l'effet de la variation de la masse

La masse de l'adsorbant est un facteur crucial dans tout processus d'adsorption. C'est pourquoi nous avons examiné l'évolution de l'adsorption de bleu de méthylène en fonction de la masse pour les trois types de biomasses d'une fraction >400. Pour cette analyse, nous avons utilisé des masses de 0,3 g, 0,5 g, 1 g, 1,5 g et 2 g.

Les flacons de 100 ml contenant les différentes masses de biomasse (fibres d'aegagropiles) ont été utilisés pour chaque essai avec une concentration initiale de 20 mg/L de la solution synthétique de bleu de méthylène. Chaque flacon a été agité dans un agitateur mécanique à une température constante de 20 °C pour assurer une bonne homogénéité, pendant un temps d'équilibre de chaque biomasse déterminée par la cinétique. L'absorbance est ensuite mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible.

II.2.3.12 Étude de l'effet de la variation de la température

La température exerce une influence significative sur les processus d'adsorption. L'effet de variation de la température a été déterminé en faisant une série d'essais à quatre températures différentes : 20 °C, 30 °C, 40 °C et 60 °C.

Dans chaque essai, des flacons de 100 ml contenant la biomasse appropriée (fibres d'aegagropiles ; BN, BP et BF) et une solution synthétique de bleu de méthylène à une concentration initiale de 20 mg/L ont été préparés. L'absorbance est mesurée après agitation des solutions durant le temps d'équilibre de chaque biomasse déterminée par la cinétique d'adsorption.

### II.2.3.13 Étude de l'effet de la variation du pH

Le pH est un facteur crucial dans tout processus d'adsorption, c'est pourquoi nous avons examiné l'évolution de l'adsorption de bleu de méthylène en fonction du pH. Pour cette analyse, nous avons préparé différentes solutions de bleu de méthylène avec des pH variant de 2 à 11 .en ajustant le pH à l'aide de solutions de NaOH et de HCl. Les flacons de 100 ml contenant 0,5 g de biomasse (fibres d'aegagropiles) ont été utilisés pour chaque pH avec une concentration initiale de 20 mg/L de bleu de méthylène. Chaque flacon a été agité dans un agitateur mécanique à une température constante de 20 °C pour assurer une bonne homogénéité pendant un temps d'équilibre de chaque biomasse déterminée par la cinétique. Un spectrophotomètre UV-visible a été utilisé afin de déterminer l'absorbance.

**CHAPITRE III :  
RESULTATS ET DISCUSSIONS**

### **III. Résultats et discussions**

#### **III.1. Caractérisation des fibres d'aegagropiles**

##### **III.1.1. Détermination de taux d'humidité**

Le tableau 16 représente les résultats obtenus pour le taux d'humidité des fibres de Posidonie, et les comparaisons avec d'autres biomasse

Tableau 16: Teneurs en humidité obtenues pour les fibres de Posidonie et celles d'autres biomasses

<b>Matériau</b>	<b>Taux d'humidité (%)</b>	<b>Référence</b>
<b>Fibres de Posidonie</b>	3,1	Présente étude
<b>Argile</b>	1,41	(Qlihaa et al., 2016)
<b>Bagasse</b>	30,8	(Joseph, 2009)
<b>Vétiver</b>	7,1	(Joseph, 2009)
<b>Feuilles de Posidonie</b>	16	(Ncibi et al., 2009)

Les résultats montrent que les fibres de Posidonie présentent une humidité résiduelle de 3,1%, ce qui est supérieur à l'humidité mesurée pour l'argile de 1,41%. Cette différence souligne une caractéristique importante des fibres de Posidonie, à savoir leur capacité à retenir légèrement plus d'eau par rapport à l'argile, qui est connue pour sa nature non hygroscopique et sa faible porosité (QLIHAA et al., 2016). Comparativement, la bagasse de canne à sucre présente une humidité beaucoup plus élevée de 30,8%, ce qui peut être attribué à la forte teneur en eau résiduelle après le pressage des tiges de canne à sucre. Contrairement à la bagasse, la racine de vétiver montre une humidité plus faible de 7,1%, indiquant une capacité qui est un peu similaire à celle des fibres de Posidonie à retenir l'eau (JOSEPH, 2009).

Par ailleurs, (NCIBI et al., 2009) ayant travaillé sur la base des feuilles de Posidonie, l'humidité du matériau a été estimée à 16% soulignant une variabilité importante en fonction de la partie de la plante et de son état de décomposition avancé. Cette différence de taux d'humidité est directement liée au contenu en matière organique du matériau, comme le souligne (BAIZE, 1988). Les biosorbants tendent à présenter des taux d'humidité plus élevés en raison de leur composition organique plus importante.

III.1.2. Détermination de pH de point de charge nulle (pH<sub>PZC</sub>)

Le pH de point de charge nulle pH<sub>PZC</sub> permet de déterminer la valeur pour laquelle la charge de la surface de notre adsorbant est nulle. Il a été déterminé par le point d'intersection de la courbe résultante avec l'axe des abscisses, pour lequel  $\Delta\text{pH} = 0$  (Fig.17,18,19 ).

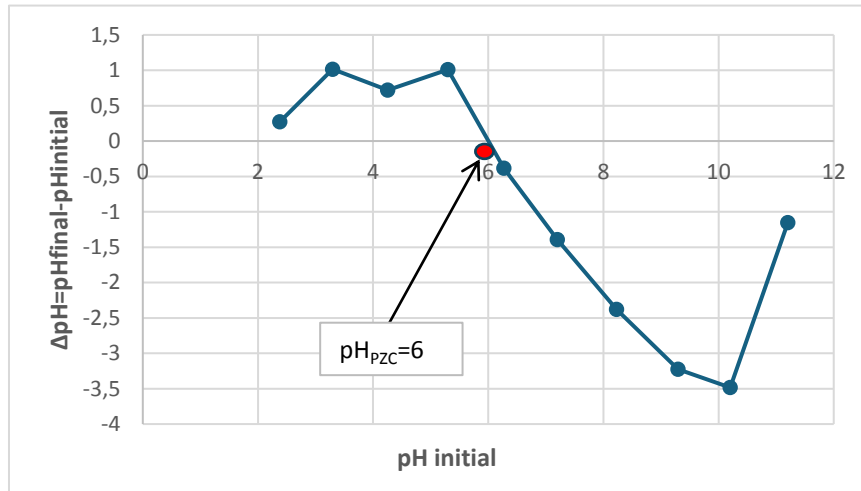


Figure 17: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de pH<sub>PZC</sub> pour BN

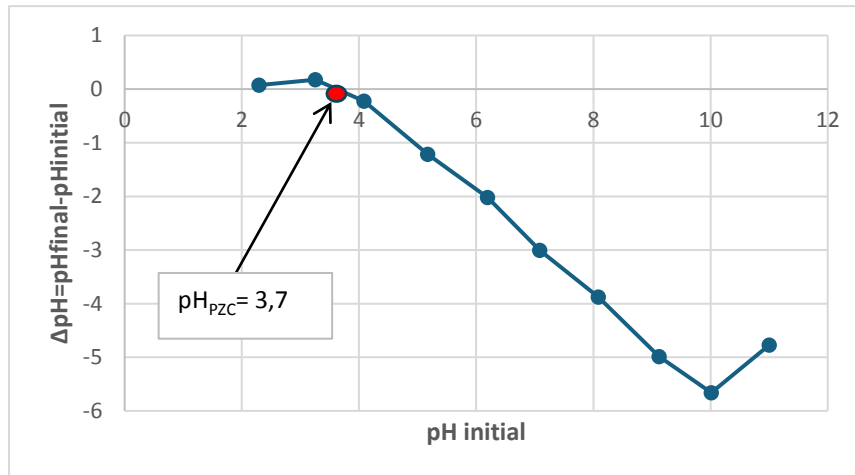


Figure 18: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de pHPZC pour BP

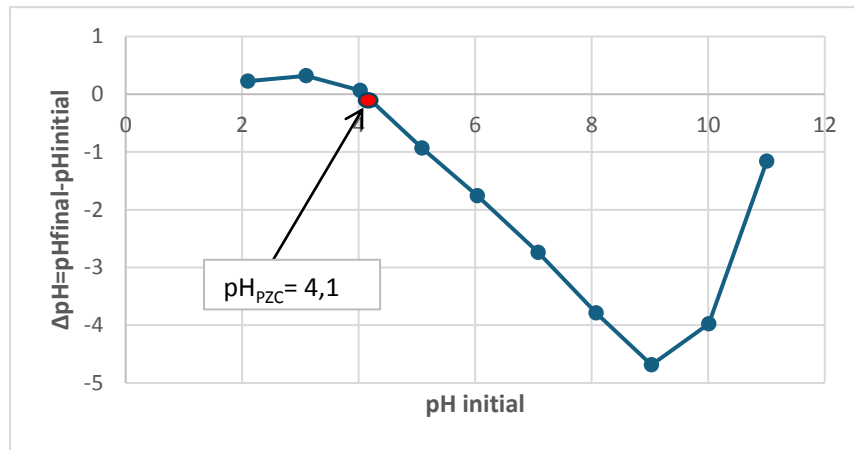


Figure 19: Variation du pH différentiel en fonction du pH initial et détermination de pHPZC pour BF

Les résultats obtenus pour les biosorbants BN, BP et BF montrent que :

Pour les trois biosorbants BN, BP et BF, les  $pH_{PZC}$  déterminés sont approximativement 6 pour BN, 3,7 pour BP et 4,1 pour BF. Ces résultats indiquent que la surface de l'adsorbant est chargée positivement lorsque le pH de la solution est inférieur à 6 (BN), à 3,7 (BP) et à 4,1 (BF), et négativement au-dessus de ces valeurs.

En comparant ces résultats avec les résultats de (Khelifa et al., 2022), un pH inférieur à  $pH_{PZC}$  pour les biosorbants indique qu'ils seront négativement chargés à des pH supérieurs à ce  $pH_{PZC}$ . Par conséquent, pour un colorant cationique, il serait bénéfique d'utiliser les biosorbants dans des conditions basiques, où leur surface est chargée négativement. Cela favoriserait une meilleure adsorption des colorants cationiques, qui sont chargés positivement dans la solution aqueuse.

## III.2. Etude de l'adsorption du colorant sur les fibres d'aegagropiles

### III.2.1. Courbe d'étalonnage

Les résultats de la courbe d'étalonnage de la solution de bleu de méthylène révèlent une relation linéaire intéressante entre la concentration des échantillons et leurs absorbances, comme le montre clairement le graphique obtenu (Fig. 1) en annexes. Ce lien est d'autant plus renforcé par le coefficient de détermination ( $R^2$ ) très élevé de 0,9982, qui témoigne de la précision de notre ajustement linéaire. En utilisant l'équation de la droite de régression, nous pouvons facilement traduire les mesures d'absorbance en concentrations de bleu de méthylène.

### III.2.2. Etude de l'effet de la variation de la taille de fraction et capacité d'adsorption

Dans notre étude sur l'efficacité d'adsorption du bleu de méthylène en fonction de la taille des fractions de biomasse, nous avons réalisé des mesures d'adsorption à différents intervalles de temps pour évaluer les performances de chaque fraction.

L'influence du temps d'agitation sur l'adsorption du bleu de méthylène par les différentes fractions ( $>400\mu\text{m}$ ,  $>315\mu\text{m}$  et  $>200\mu\text{m}$ ) de fibres de Posidonie (aegagropiles) est représentée dans les profils (Fig. 20) et (Fig. 21),  $Q_t$  (mg/g) représente la quantité de bleu de méthylène adsorbée au temps  $t$ , et  $F$  (%) représente le rendement de fixation du bleu de méthylène absorbé au temps  $t$ .

Après une période initiale de 10 minutes d'agitation, nous avons observé à l'œil nu un changement de couleur du bleu de méthylène (Fig. 22), et nous avons remarqué que la fraction  $>400\mu\text{m}$  avait subi un changement de couleur plus prononcé comparé aux autres fractions. Cependant, en examinant de plus près les données d'adsorption collectées à intervalles de temps ultérieurs, nous avons constaté des différences notables entre les fractions : notamment, pour la fraction  $>400\mu\text{m}$ , nous avons observé que la couleur du bleu de méthylène avait largement évolué vers une teinte plus claire après une période prolongée, suggérant une adsorption plus complète. En revanche, pour les autres fractions, bien que nous ayons également observé un changement de couleur indiquant une adsorption, celui-ci était moins prononcé et la teinte du bleu de méthylène était relativement plus intense, suggérant une adsorption moins efficace.

En comparant les résultats des trois fractions, il est clair que la fraction de  $>400\mu\text{m}$  semble avoir une capacité d'adsorption légèrement supérieure, bien que les différences ne soient pas significatives par rapport à la fraction  $>315\mu\text{m}$ . Les différentes fractions de fibres de Posidonie (aegagropiles) montrent toutes une capacité d'adsorption notable du bleu de méthylène, avec une cinétique rapide et un rendement élevé. Ces résultats soulignent l'efficacité des fibres de Posidonie comme biosorbants potentiels pour l'adsorption de colorants dans des applications de traitement des eaux et l'importance de la taille des particules de biomasse dans leur capacité à adsorber efficacement les polluants.

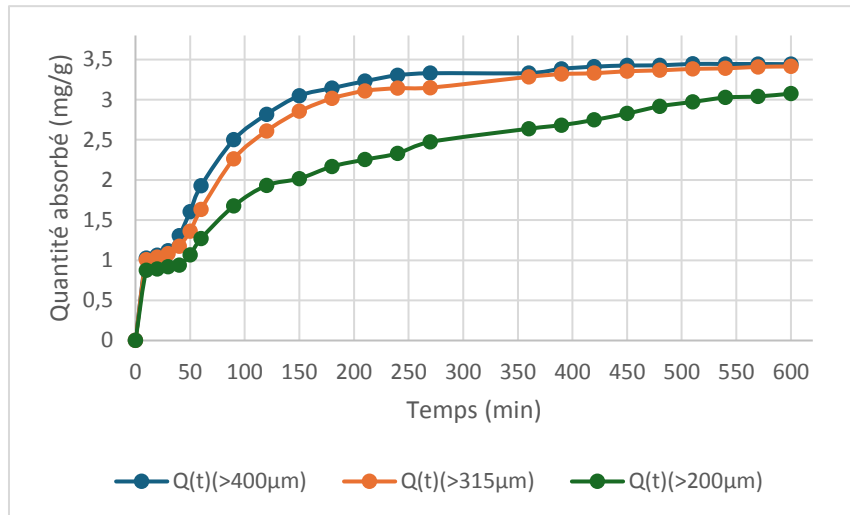


Figure 20: Quantité d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles) et effet de taille fraction (>400µm, >315µm et 200µm)  $C_0= 20\text{mg/L}$ ,  $m=0,5\text{g}$ ,  $V=0.1\text{ L}$ ,  $\text{pH}=7,026$ ,  $T=20^\circ\text{c}$ .

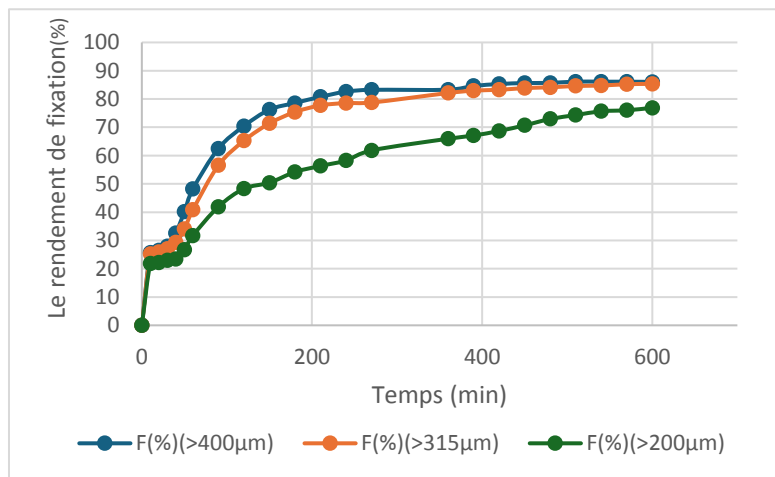


Figure 21: Le rendement de fixation du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles) et effet de taille fraction (>400µm, >315µm et 200µm)  $C_0= 20\text{mg/L}$ ,  $m=0,5\text{g}$ ,  $V=0.1\text{ L}$ ,  $\text{pH}=7,026$ ,  $T=20^\circ\text{c}$ .

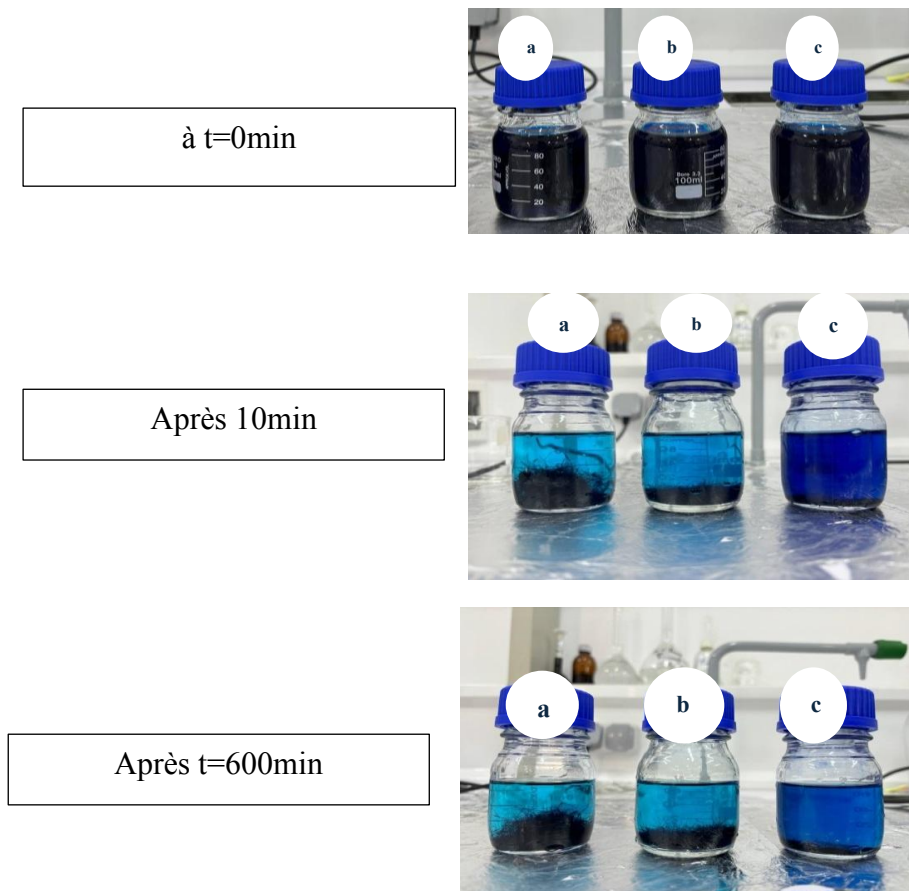


Figure 22: Effet des trois tailles fractions a:  $s > 400\mu\text{m}$  ; b:  $s > 315\mu\text{m}$  ; c:  $s > 200\mu\text{m}$

### III.2.3. Cinétique et capacité d'adsorption de bleu de méthylène par les trois types de biosorbants

L'influence du temps d'agitation sur l'adsorption du bleu de méthylène par les différents biosorbants de Posidonie aegagropile étudiés est représentée sur les figures 33 et 34, où  $Q_t$  (mg/g) représente la quantité du bleu de méthylène adsorbé (mg/g) en fonction du et  $F$  (%) représente le rendement de fixation de bleu de méthylène absorbé en fonction du temps. Il est d'abord évident que les courbes obtenues suivent la même allure. Ces courbes ont permis de déterminer le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre pour chaque type de biosorbant (les aegagropiles de posidonie ; BN, BP et BF d'une fraction  $>400\mu\text{m}$ ). Les résultats montrent une très bonne affinité et une interaction de plus en plus intime des biosorbants (BN, BP et BF) testés vis-à-vis du bleu de méthylène. Les observations révèlent une augmentation notable de la quantité de colorant adsorbé au fur et à mesure que le temps d'interaction progresse pour toutes les biomasses étudiées (BN, BP et BF).

#### Biomasse Naturelle (BN)

Initialement, la biomasse naturelle montre une adsorption rapide du bleu de méthylène, suggérant une affinité élevée entre le colorant et les sites actifs présents à la surface des fibres de Posidonie (aegagropiles). Les résultats représentés sur la Figure 23, indiquent que la quantité de bleu de méthylène adsorbée  $Q(t)$  augmente rapidement au cours des premières minutes d'agitation, atteignant une valeur de 3,79 mg/g après 20 minutes, avec un rendement d'adsorption (F%) de 94,90%. Cependant, cette adsorption finit par atteindre un plateau, indiquant une saturation des sites actifs après 90 minutes, la capacité d'adsorption maximale a atteint une valeur de 3,84 mg/g avec un rendement d'adsorption (F% BN) de 96,09%.

#### Biomasse Protonée (BP)

La protonation de la biomasse conduit à une augmentation de sa capacité d'adsorption par rapport à la biomasse naturelle. Ce résultat peut être attribué à la modification des propriétés chimiques des sites actifs à la surface des fibres, favorisant ainsi une adsorption plus efficace du colorant. Les résultats représentés sur la Figure 23, indiquent allure de la courbe similaire à celle de la biomasse naturelle, avec une saturation observée après environ 120 minutes. Cependant, la quantité adsorbée est d'une valeur de 3,94 mg/g et le rendement d'adsorption (F% BP) montre une efficacité valeur de 98,51% (Fig. 34), démontrant une amélioration significative par rapport à la biomasse naturelle dans l'adsorption du bleu de méthylène.

#### Biomasse Traitée au Formaldéhyde (BF)

Le traitement au formaldéhyde produit des résultats comparables à ceux de la biomasse protonée en termes de cinétique d'adsorption et de capacité maximale d'adsorption. Bien que les mécanismes sous-jacents puissent différer, les données du profil montrent une amélioration significative de la capacité d'adsorption par rapport à la biomasse naturelle. La courbe d'adsorption (Fig. 23), présente également une saturation après 120 minutes, avec une capacité d'adsorption d'une valeur de 3,93 mg/g. Le rendement d'adsorption (F% BF) (Fig. 34), montre une efficacité d'une valeur de 98,43%.

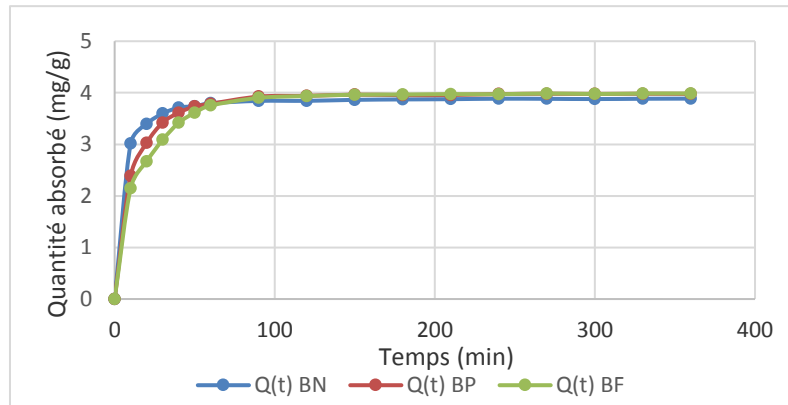


Figure 23:Quantité d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles ; BN, BP et BF) C0= 20mg/L, m=0,5g, V=0.1 L, pH=7,026, T=20°c.

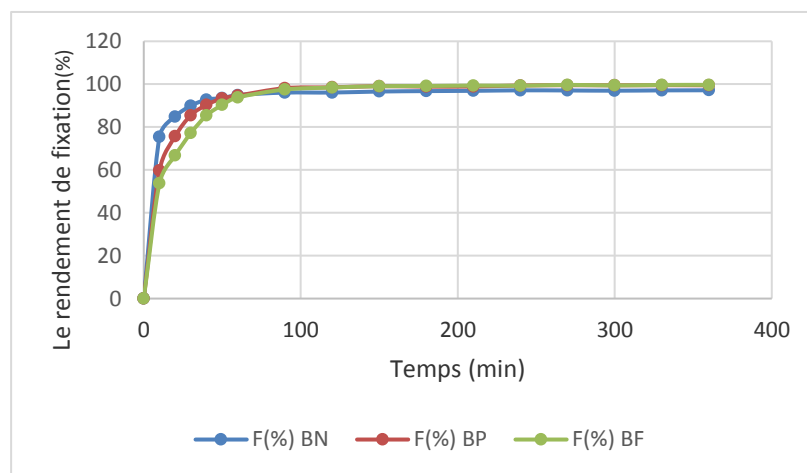


Figure 24:Le rendement de fixation du bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie (les aegagropiles ; BN, BP et BF) C0= 20mg/L, m=0,5g, V=0.1 L, pH=7,026, T=20°c

En comparant les résultats des trois types de biomasses, il est clair que la protonation et le traitement au formaldéhyde améliorent tous deux la capacité d'adsorption par rapport à la biomasse naturelle. Cependant, la biomasse protonée semble présenter une capacité légèrement supérieure à celle de la biomasse traitée au formaldéhyde, bien que les différences ne soient pas significatives.

Les temps d'équilibres obtenus pour les trois adsorbants sont courts par rapports à certains temps d'équilibres rapportés par de nombreuses études ; (Linghu and Cui, 2014) et (Pulido-Novicio et al., 2001) ont trouvé des temps de contact de 15h et de 16 à 24 h respectivement, en utilisant les fibres de Posidonie comme adsorbant.

La cinétique d'adsorption rapide pendant les premières minutes de réaction, peut être interprétée par le fait qu'au début du processus d'adsorption, le nombre des sites actifs disponibles à la

surface du matériau adsorbant est beaucoup plus important que celui des sites restants après un certain temps (Benguella and Yacouta-Nour, 2009; Dincer et al., 2007).

### III.2.4. Modélisation de la cinétique d'adsorption

Les modèles de cinétique sont essentiels pour comprendre les mécanismes d'adsorption et de fixation des contaminants et pour évaluer l'efficacité des adsorbants. Dans notre étude plusieurs modèles cinétiques ont été utilisés. Les modèles appliqués incluent le pseudo-premier ordre (Lagergren, 1898), le pseudo-second ordre, le modèle de Natarajan et Khalaf, le modèle d'Elovich et la diffusion intra-articulaire (Ho and McKay, 1999). Ces modèles permettent de décrire la cinétique d'élimination du bleu de méthylène et d'optimiser les conditions de biosorption. Ce large choix de modèles vise à identifier celui qui décrit le mieux le phénomène d'adsorption étudié.

L'évaluation de la pertinence et du degré d'ajustement des modèles théoriques aux résultats expérimentaux a été déterminée en se basant d'une part sur les coefficients de corrélation ( $R^2$ ), et d'autre part, sur le calcul des erreurs en utilisant différentes fonctions telles que MPSD (Écart-type pourcentage de Marquardt), EABS (Somme des erreurs absolues), RMSE (Erreur quadratique moyenne), NSD (Écart-type normalisé), ARE (Erreur relative moyenne), ainsi que  $X^2$  (Test du chi carré non linéaire), SRE (Somme des erreurs résiduelles), ERRSQ (Erreur quadratique moyenne) et HYBRID (Erreur hybride) (FOO and HAMEED, 2010). (Tab. 19).

Ainsi, les résultats de la modélisation seront considérés comme adéquats pour décrire le processus d'adsorption, avec des valeurs d'erreurs minimales et des coefficients de corrélation s'approchant le plus possible de 1.

La représentation graphique de modèle pseudo second-ordre est présentée dans (Fig. 25,26,27 ). Celles des autres modèles sont présentés en figures 4 et 5 en Annexe . A partir des équations linéaires obtenues, les capacités théoriques d'adsorption ont été calculées et superposées aux capacités d'adsorption expérimentales.

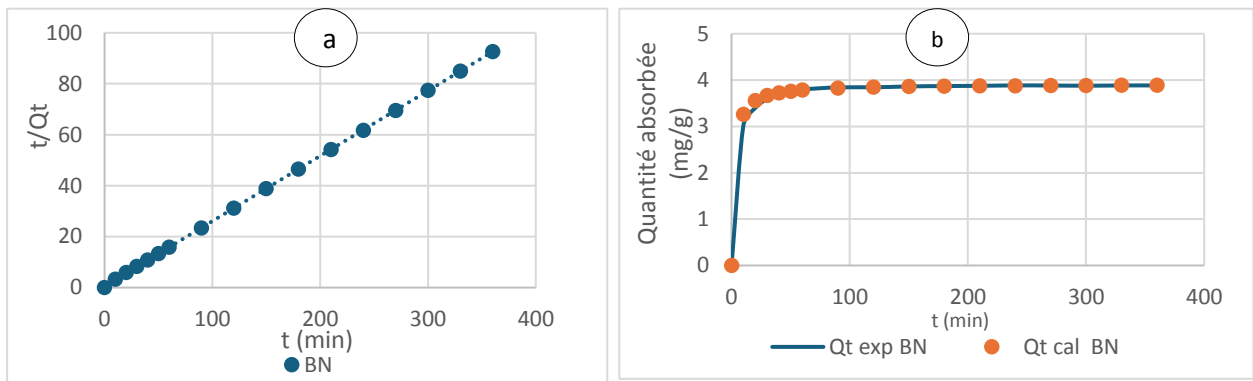


Figure 25: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second-ordre ; les points rouge représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  expérimentales ;  $T = 20^\circ\text{C}$  ; 0,5 g/L de BN ;  $\text{pH} = 7,06$  ;  $C_0 = 20 \text{ mg/l}$ .

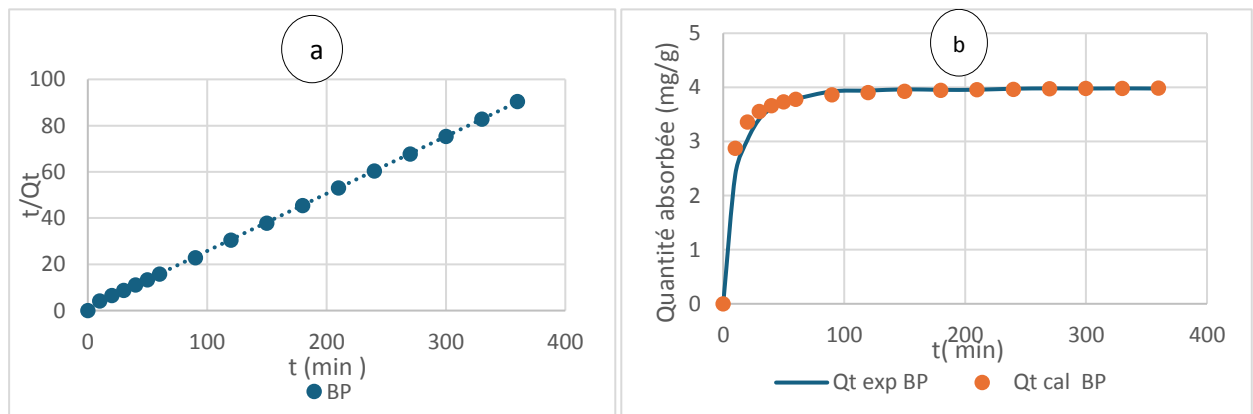


Figure 26: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second-ordre; les points rouge représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  expérimentales ;  $T = 20^\circ\text{C}$  ; 0,5 g/L de BN ;  $\text{pH} = 7,06$  ;  $C_0 = 20 \text{ mg/l}$ .

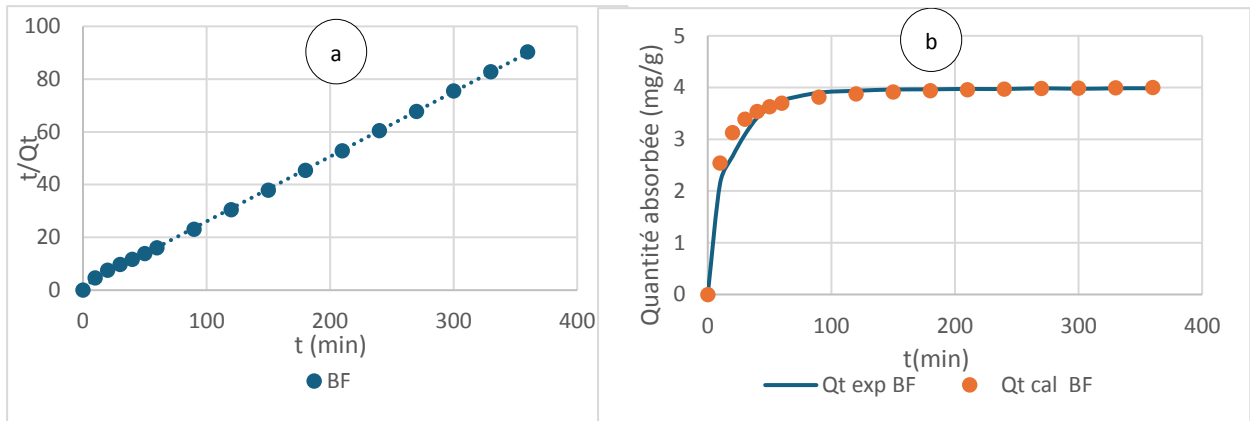


Figure 27: a ; Représentation graphique du modèle de Pseudo second- ordre à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Pseudo second-ordre; les points rouge représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  expérimentales ;  $T = 20^\circ\text{C}$  ;  $0,5 \text{ g/L}$  de BN ;  $\text{pH} = 7,06$  ;  $C_0 = 20 \text{ mg/l}$ .

Les résultats obtenus montrent que les valeurs théoriques de  $Q_e$  concordent très bien avec les valeurs expérimentales de  $Q_e$  dans le cadre de la cinétique de pseudo-second ordre. Pour le modèle de pseudo-second ordre, les coefficients de corrélation sont très élevés proche de 1 ; pour la biomasse naturelle ( $R^2 = 1$ ) et protonée ( $R^2 = 0,9998$ ) ainsi que pour la biomasse traitée au formaldéhyde ( $R^2 = 0,9996$ )(Tab.18). En revanche, les autres modèles présentent des coefficients de corrélation plus faibles pour les trois types de biomasses (BN, BP et BF), indiquant une description moins précise des cinétiques d'adsorption des fibres d'aegagropiles de Posidonie. Les coefficients de corrélation sont inférieurs à 0,72 pour le modèle pseudo-premier ordre, inférieurs à 0,85 pour le modèle de Natarajan et Khalaf, inférieurs à 0,6 pour le modèle de diffusion intra-articulaire, et inférieurs à 0,89 pour le modèle Elovich (Tab.19).

En revanche, pour le modèle du pseudo premier ordre, le modèle de Natarajan et Khalaf, le modèle d'Elovich et la diffusion intra-articulaire, ont les grandes valeurs d'erreurs par rapport à celle du pseudo second ordre, indique une mauvaise description des cinétiques d'adsorption des différents biosorbants (BN, BP et BF)

Ces résultats indiquent que le système d'adsorption suit le modèle de pseudo-second ordre, qui est basé sur l'hypothèse que la vitesse est limitée par une biosorption chimique impliquant des forces de valence par le partage ou l'échange d'électrons entre les cations du colorant (bleu de méthylène) et le biosorbant (BN, BP et BF) (Aksu and Tezer, 2000; Vadivelan and Kumar, 2005).

En conclusion, le modèle cinétique de pseudo-second ordre est le plus adapté pour décrire la cinétique d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres d'aegagropiles de *Posidonie oceanica*

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

pour les trois biosorbants (BN, BP et BF). L'adsorption du bleu de méthylène se révèle être un processus de chimisorption impliquant l'échange d'ions ou le partage d'électrons entre les cations du colorant et les groupes fonctionnels (principalement les groupes hydroxyles et carboxyles) des cellules de la biomasse, ce modèle répondant le mieux aux conditions précédemment décrites.

Tableau 17: Résultats de calcul des paramètres du modèle de pseudo second-ordre

Modèle	Biosorbants	Equation linéaire	K <sub>2P</sub>	R <sup>2</sup>
Pseudo second- ordre	BN	Y= 0.2558x +0.5101	0,128	1
	BP	Y= 0.2479x +0.9967	0,062	0,9998
	BF	Y = 0.2457x +1.4819	0,041	0,9996

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 18: Résultats de calcul des coefficients de corrélation, et des différentes valeurs d'erreurs pour tous les modèles appliqués à la cinétique d'adsorption du bleu de méthylène par les trois biosorbants.

Modèle	Biosorbants	Equation linéaire	R2	NSD	ARE	ERRSQ	HYBRID	MPSD	X <sup>2</sup>	RMSE	SRE	EABS
<b>Pseudo premier-ordre</b>	BN	$Y = -0,019x - 1,7852$	0,6727	0,673	24,693	5,977	13,512	25,111	50,111	3,515	0,982	5,296
	BP	$Y = -0,0114x - 0,8174$	0,6911	0,691	22,943	5,554	12,402	22,352	47,278	3,129	0,941	4,129
	BF	$Y = -0,0121x - 0,5221$	0,7139	0,714	21,954	5,314	11,349	20,460	45,233	2,864	0,900	3,784
<b>Pseudo second-ordre</b>	BN	$Y = 0.2558x + 0.5101$	1	0,441	-0,107	0,004	0,008	0,894	0,001	0,018	36,516	0,066
	BP	$Y = 0.2479x + 0.9967$	0,9998	0,460	-0,111	0,005	0,009	0,948	0,001	0,019	31,632	0,071
	BF	$Y = 0.2457x + 1.4819$	0,9996	0,703	-0,170	0,012	0,021	1,449	0,003	0,029	29,399	0,108
<b>Elovich</b>	BN	$Y = 0,5168x + 1,2866$	0,7224	45,659	-37,583	46,833	86,436	1,747	12,101	1,829	205,861	23,235
	BP	$Y = 0,5939x + 0,9317$	0,8375	58,858	-53,122	79,759	145,170	7,141	20,324	2,387	419,248	32,647
	BF	$Y = 0,6336x + 0,6846$	0,8923	68,545	-63,900	61,677	192,197	7,141	26,908	2,724	659,182	38,226
<b>Natarjan et Khalaf</b>	BN	$Y = 0.0026x + 0.8639$	0,5372	887,342	-48,616	1943,577	7832,659	901,897	96,380	41,922	26515,708	156,859
	BP	$Y = 0.0055x + 0.7951$	0,7951	879,913	-27,515	1045,703	3236,633	532,668	47,619	25,838	10450,773	96,675
	BF	$Y = 0.0063x + 0.6117$	0,8458	668,759	-17,939	825,014	1674,342	394,421	29,127	21,728	7501,859	81,299
<b>Diffusion intra-particulaire</b>	BN	$Y = 16.536x - 50.65$	0,5649	103,280	100,000	225,592	428,335	206,962	59,967	4,014	16,114	-59,967
	BP	$Y = 8.916x - 21.89$	0,5758	103,280	100,000	225,019	425,772	206,342	59,608	4,009	16,073	-59,608
	BF	$Y = 4.2901x - 4.0606$	0,5964	103,103	99,658	215,608	413,631	203,379	57,908	3,924	15,401	-58,121

### III.2.5. Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène

La relation entre la quantité d'une substance adsorbée par unité de masse de l'adsorbant à température constante et de sa concentration dans la solution à l'équilibre est appelée isotherme d'adsorption.

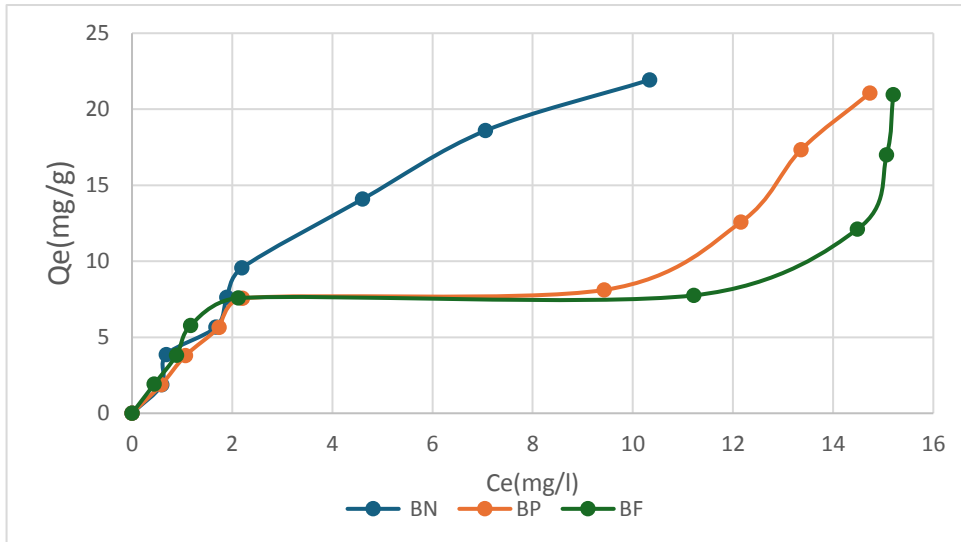


Figure 28: Les isothermes d'adsorption du bleu de méthylène sur les fibres de posidonie des trois biosorbants (BN, BP et BF).

La figure 28 illustre les résultats des isothermes d'adsorption du bleu de méthylène pour les trois biosorbants à 20°C, pendant un temps de contact au bout duquel l'équilibre est atteint.

Les résultats montrent que, la quantité de bleu de méthylène adsorbée augmente avec l'augmentation de la concentration de ce dernier. En effet nous constatons que l'augmentation de la concentration initiale de 10mg/l à 120mg/l, est suivie par l'augmentation de la concentration à l'équilibre ceci implique l'augmentation de  $Q_e$ . Cependant, les résultats des isothermes indiquent que les  $Q_e$  sont faibles à basses concentrations

L'étude de modélisation, qui va suivre, confirmera ou rejettera ces hypothèses.

### III.2.6 Modalisation des isothermes

La description des isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres de Posidonie de différents biosorbants (BN, BP et BF) a été réalisée en appliquant les modèles à deux paramètres de Freundlich, Temkin, Langmuir et Dubinin-Radushkevich.

Comme pour la cinétique, ce large choix de modèles nous permet de sélectionner celui qui représente et décrit le mieux le type d'isotherme d'adsorption, et ce en se basant d'une part sur les coefficients de détermination ( $R^2$ ), et d'autre part sur le calcul d'erreurs. Ainsi, les résultats de

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

---

la modélisation seront considérés comme convenables pour décrire le présent processus de biosorption pour les erreurs calculées les plus faibles possible et pour des  $R^2$  les plus proches de 1.

Le tableau 21 résume les résultats obtenus par la modélisation de l'isotherme d'adsorption de bleu de méthylène par les trois biosorbants.

L'analyse des résultats des isothermes d'adsorption a montré que les modèles de Freundlich et de Langmuir sont les plus appropriés pour décrire le phénomène d'adsorption étudié. Ces deux modèles ont été sélectionnés en fonction de leurs coefficients de détermination élevés et de leurs faibles valeurs d'erreurs, indiquant ainsi une meilleure adéquation avec les données expérimentales (Tab.21).

Pour le modèle de Langmuir, les coefficients de détermination ( $R^2$ ) sont élevés pour les trois biosorbants étudiés : BN (0,8635), BP (0,9641), et BF (0,9568). Ces valeurs indiquent une bonne adéquation du modèle pour représenter le processus d'adsorption. Les erreurs calculées (NSD, ARE, ERRSQ, HYBRID, MPSD,  $X^2$ , RMSE, SRE, EABS) sont relativement faibles, indiquant une précision raisonnable du modèle. Notamment, les valeurs de  $Q_{max}$  obtenues (95,24 mg/g pour BN, 24,21 mg/g pour BP, et 18,94 mg/g pour BF) montrent une capacité d'adsorption maximale élevée pour BN comparé aux autres biosorbants (Tab.20).

Le modèle de Freundlich présente également des coefficients de détermination élevés pour les biosorbants BN ( $R^2 = 0,9387$ ), BP ( $R^2 = 0,8837$ ), et BF ( $R^2 = 0,8369$ ) (Tab. 21), particulièrement pour BN. Cependant, les variations des erreurs calculées sont généralement plus élevées que celles du modèle de Langmuir, suggérant une moindre précision. La comparaison des erreurs montre que le modèle Langmuir est meilleur que celui Freundlich pour décrire le processus d'adsorption, surtout pour les biosorbants BP et BF.

En revanche les modèles de Temkin et de Dubinin-Radushkevich ne sont pas révélés adéquats pour décrire le processus d'adsorption. Les coefficients de détermination ( $R^2$ ) pour ces modèles sont assez faibles et les variations des erreurs calculées sont très élevées (Tab.21).

La représentation graphique du modèle de Langmuir à 20°C est présentée dans (Fig. 29.30.31). Celles des autres modèles sont présentées en Annexe (Fig.3). A partir des équations linéaires obtenues, les capacités théoriques d'adsorption données par ce modèle ont été calculées et superposées aux capacités d'adsorption expérimentales.

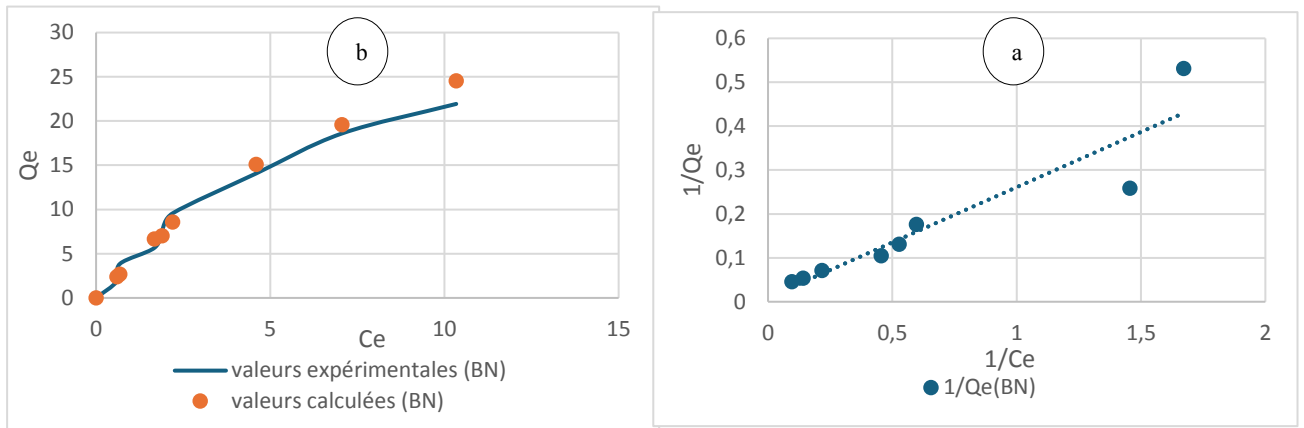


Figure 29 : a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  expérimentales ;  $T = 20^\circ\text{C}$  ; 0,5 g/L de BN ;  $\text{pH} = 7,06$  ; temps de contact total=90min (BN) ;  $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .

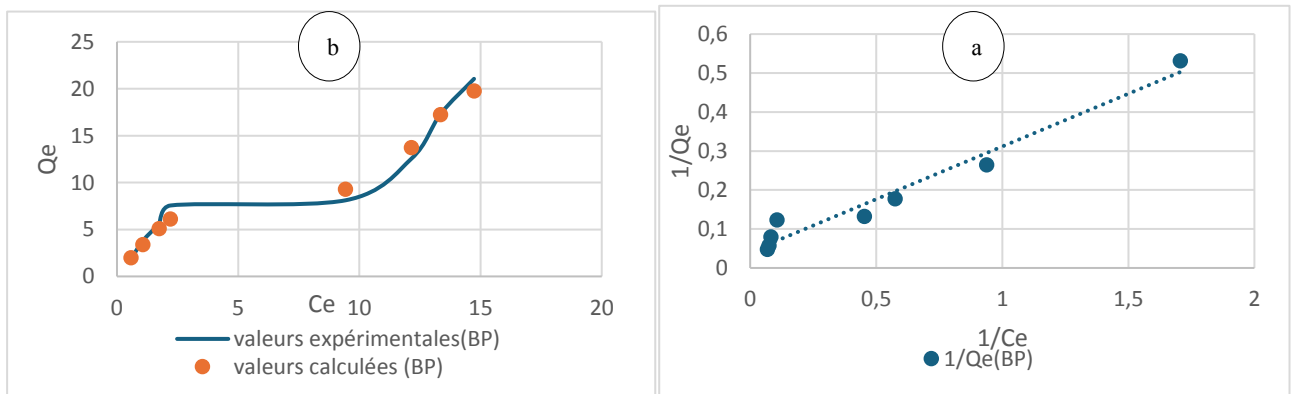


Figure 30: a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les  $Q_e$  théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les  $Q_e$  expérimentales ;  $T = 20^\circ\text{C}$  ; 0,5 g/L de BP ;  $\text{pH} = 7,06$  ; temps de contact total=120min (BP) ;  $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .

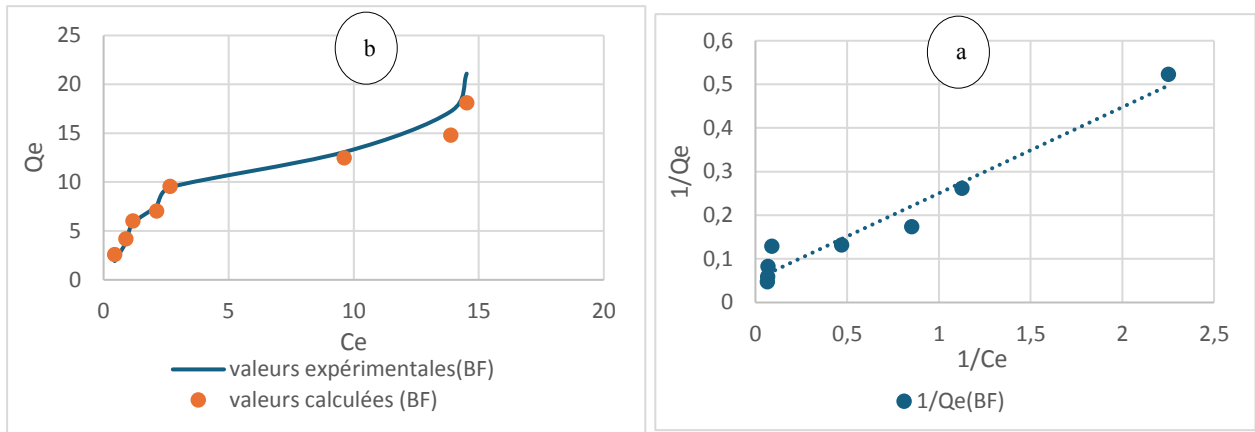


Figure 31: a ; Représentation graphique du modèle de Langmuir à 20°C, b ; Isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les fibres selon le modèle de Langmuir ; les points rouge représentent les Qe théoriques (calculées) et les lignes bleu représentent les Qe expérimentales ; T = 20°C ; 0,5 g/L de BF ; pH =7,06 ; temps de contact total=120min (BF) ; C0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120mg/l.

Les figures 29, 30 et 31 dévoilent l'adéquation marquée des Qe théoriques du modèle de Langmuir avec les Qe expérimentales pour les trois biosorbants (BN, BP et BF). Ce qui confirme encore une fois l'aptitude de ce modèle à décrire le présent phénomène d'adsorption.

Une autre caractéristique essentielle de l'isotherme de Langmuir peut être exprimée en termes de facteur de séparation, constante dimensionnelle ou paramètre d'équilibre  $R_L$ , donné par l'équation suivante (Bouhadjra et al., 2016) :

$$R_L = 1 / (1 + (K_L \times C_0)) \quad 23$$

Ce paramètre divise, selon sa valeur, les isothermes en quatre types :

$R_L > 1$  : Défavorable ;  $R_L = 1$  : Linéaire ;  $0 < R_L < 1$  : Favorable ;  $R_L = 1$  : Irréversible.

Les résultats de calcul de  $R_L$  en fonction de la concentration à sont présentés dans le tableau 20.

En effet les valeurs du paramètre d'équilibre  $R_L$  (Tab. ) comprise entre 0 et 1 ont confirmés que l'isotherme de Langmuir est de type favorable.

Par conséquent, les éventuelles hypothèses liées à ce phénomène de biosorption sont celles du modèle de Langmuir, à savoir une adsorption en monocouche sur des sites actifs d'affinités similaires, confirmant ainsi que les isothermes sont de type L, pour les trois biosorbants.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Cette dernière hypothèse est confirmée aussi par les valeurs de  $1/n$  du modèle de Freundlich qui sont de ; 0,7822 pour BN et 0,5851 pour BP indiquant une adsorption modérée ; et une valeur de 0,4538 pour BF designant une bonne adsorption (Bouhadjra et al., 2016). De plus tous les biosorbants présentent des valeurs inférieures à 1, démontrant qu'il s'agit d'isothermes de type L. Avec une exposante qui a atteint  $n=1,278$  pour BN,  $n= 1,709$  pour BP et  $n=2,204$  pour BF. Ce paramètre indique une adsorption favorable du bleu de méthylène (Ho and McKay, 1998). Par ailleurs, les valeurs de  $n$  qui sont limitées entre 1 et 10 indiquent une bonne adsorption pour la BF (Ibrahim and Sani, 2014).

Tableau 19: Résultats de la modélisation des isothermes d'adsorption de bleu de méthylène sur les trois biosorbants par le modèle de Langmuir ;  $T = 20^{\circ}\text{C}$ ; 0,5 g/L de la biomasse (BN,BP et BF) ;  $\text{pH} = 7,06$  ; temps de contact total=90min (BN),120min (BP),120min (BF) ;  $C_0 = 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 120\text{mg/l}$ .

Modèle	Biosorbants	Equation linéaire	$R^2$	$Q_{\text{max}}$	$K_L$	$R_L$
Langmuir	BN	$Y=0,2516X+0,0093$	0,8635	95,238	0,0294	0,629
	BP	$Y=0,2704X+0,0413$	0,9641	24,213	0,153	0,247
	BF	$Y=0,1975X+0,0528$	0,9568	18,939	0,267	0,158

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 20: Résultats de calcul des coefficients de corrélation, et des différentes valeurs d'erreurs pour tous les modèles appliqués à la cinétique d'adsorption du bleu de méthylène par les trois biosorbants.

Modèle	Biosorbants	Equation linéaire	R2	NSD	ARE	ERRSQ	HYBRI	MPSD	X <sup>2</sup>	RMSE	SRE	EABS
<b>Langmuir</b>	BN	Y=0,2516X+0,0093	0,8635	23,0275	-5,4781	60,8053	86,9477	24,8688	4,0270	3,2605	9,9467	8,6319
	BP	Y=0,2704X+0,0413	0,9641	32,7305	-5,0866	70,3821	142,7989	35,3530	6,8279	3,4995	31,6320	1,6666
	BF	Y=0,1975X+0,0528	0,9568	34,3839	-11,865	21,9064	201,0431	35,3530	7,0424	3,8881	29,3985	0,8740
<b>Freundlich</b>	BN	Y=0,7822X+0,6128	0,9387	21,514	-1,961	21,113	39,488	23,238	2,034	2,191	2,015	0,542
	BP	Y=0,5851X+0,5851	0,8837	37,517	-15,937	63,772	150,204	40,523	7,066	3,710	74,999	7,276
	BF	Y=0,4538X+0,8139	0,8369	87,604	-63,841	398,565	645,234	40,523	33,119	7,630	768,993	36,110
<b>Temkin</b>	BN	Y=0,1404X-0,6017	0,9578	110,067	102,846	1157,546	1074,004	118,886	82,118	12,170	453,144	-81,559
	BP	Y=0,1693X-0,287	0,7779	111,002	103,610	1065,403	993,744	119,896	78,957	11,369	635,760	-78,396
	BF	Y=0,19X-0,5125	0,7224	115,924	107,851	1087,859	1057,752	119,896	81,454	11,362	833,303	-78,984
<b>Dubinin-Radushkevich</b>	BN	Y=0,00000005X+1,5196	0,7177	58,665	-7,767	57,888	130,256	5,079	7,815	3,106	25,384	2,729
	BP	Y=0,00000004X+1,4538	0,758	64,330	-36,435	147,562	263,039	7,490	15,782	4,959	1060,940	3,863
	BF	Y=0,00000004X+1,2848	0,7859	63,294	-28,939	98,700	294,693	7,490	17,682	6,550	317,221	11,129

### III.2.7 Comparaison avec d'autres biosorbants

L'élimination efficace des colorants des effluents industriels représente un défi environnemental majeur, en raison de leur toxicité potentielle et de leur impact néfaste sur les écosystèmes aquatiques. Parmi les nombreuses techniques de traitement explorées, l'adsorption sur des matériaux biosorbants s'est révélée particulièrement prometteuse, offrant des solutions économiques et efficaces. Le bleu de méthylène, un colorant cationique largement utilisé dans diverses industries, a fait l'objet de nombreuses études visant à évaluer les performances d'adsorption de différents biosorbants d'origines variées tels que l'algue marine *Bifurcaria bifurcata*, le mucilage de cactus, les fibres de *Posidonia oceanica*, les sciures de hêtre brutes, les cendres volantes, la poudre de feuilles de neem, le charbon actif de tourbe de coco et diatomite.

Le biosorbant issu de notre étude, à savoir BN (biomasse naturelle) présente une capacité d'adsorption maximale ( $Q_{max}$ ) de 95,24 mg/g pour l'élimination du bleu de méthylène. Cette biomasse dépasse largement des biosorbants tels que les fibres de *P. oceanica* (5,56 mg/g), les sciures de hêtre brutes (9,78 mg/g), les cendres volantes (5,57 mg/g), la poudre de feuilles de neem (3,76 mg/g), diatomite (79.66 mg/g) ou le charbon actif de tourbe de coco (5,78 mg/g) (Tab. 22)

Seules l'algue marine *Bifurcaria bifurcata* avec une  $Q_{max}$  exceptionnelle de 2744,5 mg/g affiche une meilleure performance que BN. A l'opposé, le mucilage de cactus présente une capacité très faible entre 0,14 et 2,8 mg/g seulement (Tab. 22).

Cette grande variété de performances selon la nature des biosorbants offre un large éventail d'alternatives économiques et écologiques prometteuses pour le traitement des effluents industriels et domestiques contaminés.

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 21: Capacités d'adsorption maximales (Qmax en mg/g) pour l'élimination du bleu de méthylène par différents biosorbants

Biosorbant	Capacité d'adsorption maximale (Qmax en mg/g)	Référence(s)
BN (biomasse naturelle)	95,24	Notre étude
Marine alga " <i>Bifurcaria bifurcata</i> "	2744,5	(Buzuki et al., 2020)
Cactus mucilage	0,14 - 2,8	(Fox et al., 2012)
Fibres brutes de <i>P. oceanica</i>	5,56	(Ncibi et al., 2007)
Sciure de hêtre brute	9,78	(Batziias and Sidiras, 2004)
Cendres volantes	5,57	(Kumar et al., 2005)
Poudre de feuilles de margousier (neem)	3,76	(Bhattacharyya and Sharma, 2005).
diatomite	79.66	(Touina, 2021).
Charbon actif de tourbe de coco	5,78	(Kavitha and Namasivayam, 2007).

#### III.2.8 Etude de l'effet de la variation de la masse

L'histogramme ci-dessous (Fig.32) représente les rendements de fixation et la quantité d'adsorption de bleu de méthylène sur les différents biosorbants (BN, BP et BF) sous l'effet de la variation de la masse de biomasse dans un volume de bleu de méthylène de (20ml).

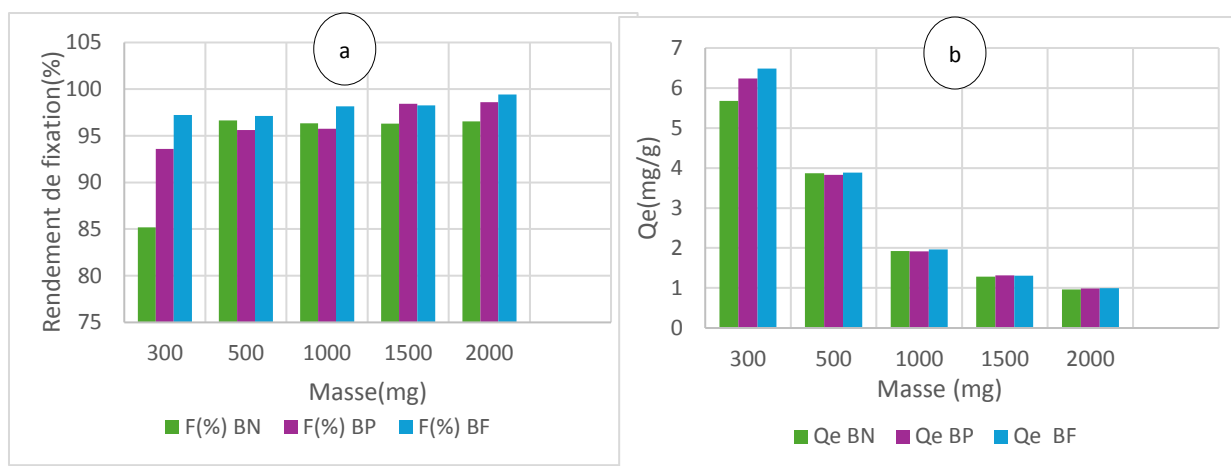


Figure 32: Histogramme représentant l'évolution des rendements de fixation (a) et la quantité absorbée (b) de bleu de méthylène en fonction de la variation de la masse de la biomasse (BN, BP et BF) ( $C_0=20$  mg/g,  $T=20^\circ\text{C}$ ,  $\text{pH}=7,040$ ,  $t=(90\text{min}(\text{BN}), 120\text{min}(\text{BP et BF}))$ ).

D'après les résultats, nous constatons que l'adsorption du bleu de méthylène suit une tendance distincte selon la masse de biomasse utilisée. Tout d'abord, pour une faible quantité de biomasse, soit 300 mg, les rendements de fixation du bleu de méthylène sont respectivement de 85,20% pour BN, 93,58% pour BP et 97,22% pour BF. Ces résultats indiquent que la biomasse BF est la plus efficace pour éliminer le bleu de méthylène à cette concentration, suivie par BP et enfin BN. Les quantités adsorbées ( $Q_e$ ) à cette concentration sont également les plus élevées pour BF avec 6,48 mg/g, suivie par BP avec 6,24 mg/g et BN avec 5,68 mg/g, indiquant une efficacité initiale élevée et une capacité d'adsorption élevée de bleu de méthylène même à une masse relativement faible. En augmentant la quantité de biomasse à 500 mg, l'efficacité d'adsorption reste élevée avec des pourcentages de 96,65% pour BN, 95,62% pour BP et 97,13% pour BF. Les valeurs de  $Q_e$  correspondantes montrent une légère diminution par rapport à la quantité de 300 mg : 3,87 mg/g pour BN, 3,82 mg/g pour BP et 3,89 mg/g pour BF. Le rendement reste relativement stable, autour de 96% pour BN même à des fortes masses. Les valeurs de  $Q_e$  pour BP et BN continuent de diminuer à des masses plus élevées, se stabilisant autour de 1000 mg/g à 2000 mg, par contre le rendement de fixation atteint 98,60 % pour BP et 99,43% pour BF à 2000mg. Ces résultats montrent que bien que l'augmentation de la masse de biomasse augmente le rendement total de fixation, en revanche la capacité d'adsorption par unité de masse diminue. Cette diminution suggère que l'augmentation de la masse de biosorbant augmente la surface disponible donc le nombre des sites disponibles d'adsorption, mais diminue l'efficacité d'adsorption par unité de masse en raison d'une compétition accrue pour les sites actifs (Benabdessalam et al., 2021; Moughaoui et al., 2016). En outre, la réduction du gradient de concentration à mesure que la masse de

biomasse augmente contribue également à cette diminution de l'efficacité d'adsorption (Moughaoui et al., 2016). Les recherches antérieures (Khelifi et al., 2016) soulignent l'importance des groupements fonctionnels à la surface des biosorbants dans ce contexte. Globalement, BF se positionne comme le biosorbant le plus efficace, suivi de BP et BN.

### III.2.9 Etude de l'effet de la variation de la température

Pour mieux comprendre l'impact de la variation de la température sur le phénomène d'adsorption, la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g) ainsi que le rendements de fixation (%) ont été représentées graphiquement en fonction des de différentes températures (20,30,40 et 60 °C) (Fig. 33), avec une masse de différents biosorbants de 0.5 g.

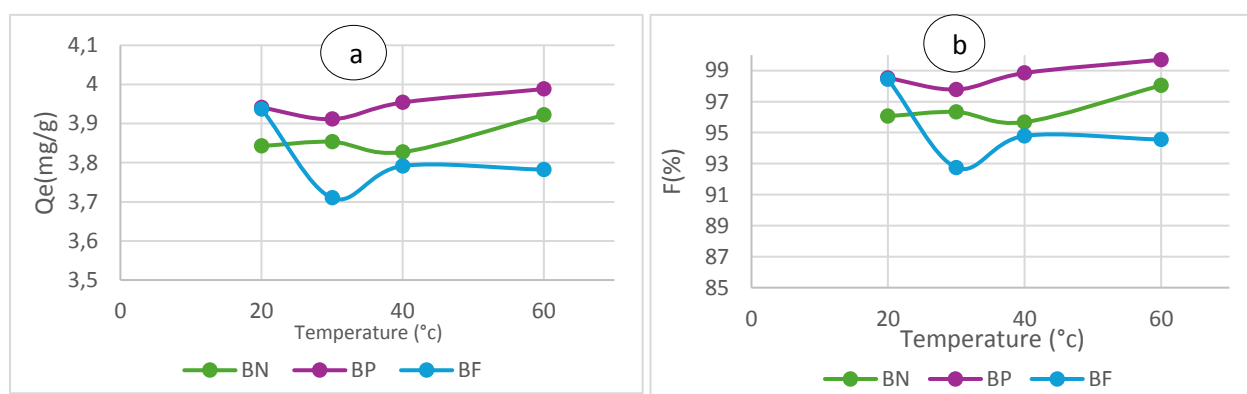


Figure 33: Evolution de la capacité d'adsorption à l'équilibre(a) et le rendement de fixation (b) de bleu de méthylène sur les trois biosorbants (BN,BP et BF) à différentes températures (20, 30, 40 et 60 °C) ; C0=20mg/l ; 0,5 de biomasse pH=7,02.

L'étude de l'influence de la température sur l'adsorption de bleu de méthylène révèle des tendances distincte selon les biosorbants. Pour BN, l'adsorption augmente légèrement avec la température, passant de 3,84 mg/g à 20 °C à 3,92 mg/g à 60 °C, avec un rendement de fixation allant de 96,06 % à 98,05 %, suggérant un phénomène endothermique, ce qui est cohérent avec les observations de (Ncibi et al., 2008). Pour BP, une tendance similaire est observée avec une adsorption augmentant de 3,94 mg/g à 20 °C à 3,98 mg/g à 60 °C et un rendement de fixation amélioré de 98,52 % à 99,70 %, ce qui indique également un processus endothermique. En revanche, BF montre une adsorption moins influencée par la température, avec une diminution initiale à 30 °C (3,70 mg/g, 92,75 %) suivie d'une légère augmentation à 40 °C (3,79 mg/g, 94,7 %) et une stabilisation à 60 °C (3,78 mg/g, 94,5 %). Ces résultats montrent que l'adsorption sur BF est moins sensible à la température, suggérant que d'autres facteurs peuvent influencer ce processus. De manière générale, l'augmentation de la

température semble favoriser l'adsorption pour BN et BP, améliorant ainsi leur rendement de fixation, tandis que pour BF, la variation est moins marquée.

### III.2.10 Etude de l'effet de la variation de pH

Le pH initial de la solution est un paramètre important devant être pris en considération lors de toute étude d'adsorption. Le pH a été varié entre 2 et 11 pour des concentrations fixées de bleu de méthylène de 20mg/l et une masse constante des biomasses BN, BP et BF de 0.5 g, ainsi qu'un temps de contact de 90min pour BN et 120min pour BP et BF. Le pH de chaque solution a été ajusté à la valeur voulue avec l'ajout de l'acide chlorhydrique pour les pH acides et l'ajout de NaOH pour les valeurs alcalines. la figure 34 représente l'évolution de la quantité du BM adsorbée et son rendement de fixation à ces différentes valeurs du pH.

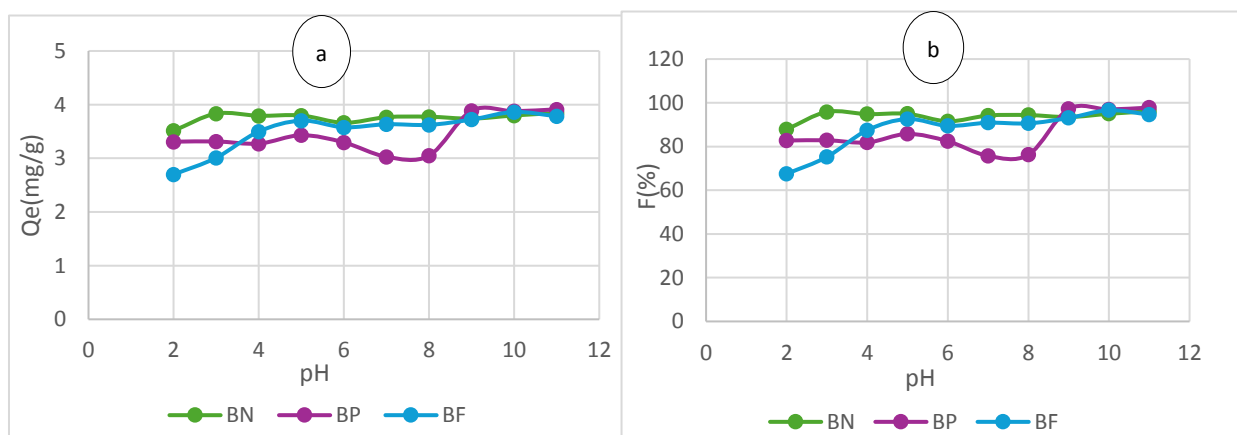


Figure 34: Evolution de la capacité d'adsorption à l'équilibre(a) et le rendement de fixation (b) de bleu de méthylène sur les trois biosorbants (BN, BP et BF) à différents pH ( $C_0=20\text{mg/l}$ , 0,5 de biomasse  $T=20^\circ\text{C}$ ).

L'influence du pH sur l'adsorption du bleu de méthylène sur les trois biosorbants (BN, BP, et BF) montre des variations significatives.

À pH 2, les capacités d'adsorption ( $Q_e$ ) sont relativement basses pour BN (3,514 mg/g), BP (3,309 mg/g), et BF (2,699 mg/g), ce qui peut être expliqué par la forte concentration d'ions  $\text{H}^+$  qui entrent en compétition avec les molécules de bleu de méthylène pour les sites d'adsorption actifs (Ncibi et al., 2006b). En augmentant le pH à 3, une augmentation de l'adsorption est observée, particulièrement pour BN avec un  $Q_e$  de 3,833 mg/g et pour BF avec un  $Q_e$  de 3,0101 mg/g, indiquant une meilleure disponibilité des sites d'adsorption et une moindre compétition des ions  $\text{H}^+$  (Ncibi et al., 2007). En revanche la quantité adsorbée pour BP reste stable à ce pH, Cela suggère que la surface de BP possède de nombreux sites actifs qui peuvent influencer l'absorption du colorant, en relation avec la chimie du soluté dans la

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

---

solution (Hameed and Ahmad, 2009). À pH 4 et 5, les trois biosorbants maintiennent des niveaux d'adsorption élevés ( $Q_e$  de 3,798 mg/g pour BN , 3,43 mg/g pour BP et 3,70 mg/g pour BF) avec des rendements de fixation de 94,96%, 85,76% et 92,56%. À pH 6 et 7, une légère diminution de la capacité d'adsorption est observée pour BN et BP. En revanche BF maintient une capacité élevée. À pH 9 ,10 et 11, les capacités d'adsorption augmente progressivement pour BP jusqu'à atteindre une capacité d'adsorption optimale avec un rendement de 97,80% à un pH 11 , ce qui peut être attribué à la charge de surface négative accrue favorisant les interactions électrostatiques avec le colorant cationique (Mahjoub et al., 2008; Ncibi et al., 2008).

**CONCLUSION**

## CONCLUSION

---

### Conclusion

Pour une meilleure compréhension du rôle des aegagropiles de posidonie dans l'adsorption, une étude approfondie a été réalisée en s'appuyant sur diverses méthodes analytiques. Cette étude menée sur l'utilisation et la valorisation des aegagropiles de Posidonie, un matériau d'origine marine d'une grande importance écologique, collectées de trois sites distincts (Chenoua, les Ruines et les Galets) dans la wilaya de Tipaza, en Algérie.

Ainsi, pour étudier la réactivité des ces aegagropiles, différentes matrices biosorbants ont été examinées, à savoir : des aegagropiles de posidonie naturels et des aegagropiles modifiés par traitement chimique (protonée et traitée avec formaldéhydes). Concernant l'adsorbat, un colorant « Bleu de méthylène » a été choisi. L'objectif était de comparer ces trois biomasses, de comprendre l'interaction entre leur composition chimique et leurs capacités absorbantes, et d'évaluer leur potentiel pour le traitement des eaux usées, notamment l'élimination du bleu de méthylène.

L'étude a commencé par une caractérisation succincte de notre biomasse avec une détermination deux paramètres ( le taux de l'humidité résiduelle et le pH du point zéro). En parallèle, la cinétique d'adsorption a été modélisée avec 5 modèles (Pseudo premier ordre, Pseudo second ordre, Elovich, Natarajan et Khalaf et Diffusion intra-particulaire. Les isothermes ont fait l'objet d'une étude avec 4 modèles(Langmuir, Freundlich, Temkin et Dubinin-Radushkevich) afin de préciser celui qui représente le mieux le processus de la biosorption. En outre, nous avons effectué une étude des paramètres expérimentaux influençant l'efficacité biosorption, notamment l'effet du pH, de la température, de la fraction de taille des fibres, et de la variation de la masse de biomasse.

Les résultats de la caractérisation montrent que les fibres de posidonie présentent une humidité résiduelle de 3,1 %. Ces résultats mettent en évidence la capacité variable de la biomasse à retenir l'eau. Les valeurs de  $pH_{PZC}$  ont montré que la surface des biosorbants est chargée positivement lorsque le pH de la solution est inférieur à 6 (BN), à 3,7 (BP) et à 4,1 (BF), et négativement au-dessus de cette valeur, suggérant qu'ils deviennent négativement chargés à des pH supérieurs à ces  $pH_{PZC}$  favorisant ainsi l'adsorption des colorants cationiques à des pH basiques.

L'étude de l'effet de la fraction a montré que la taille des particules  $>400 \mu m$  offre une capacité d'adsorption légèrement supérieure, bien que toutes les fractions testées aient démontré une cinétique rapide et une efficacité élevée.

## CONCLUSION

---

La représentation graphique de la cinétique et des isothermes d'adsorption sur les différentes matrices et leur modélisation, ainsi que le calcul des coefficients de corrélation et des différentes équations d'erreurs nous ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- L'équilibre d'adsorption est atteint au bout de 90 minutes pour BN, 120 minutes pour BP et BF. Ce temps de contact est relativement court par rapport à celui des autres biosorbants rapportés dans la littérature.
- La modélisation de la cinétique a révélé que l'adsorption suit le modèle de pseudo-second ordre, avec des coefficients de corrélation proche de 1 ; ( $R^2 = 1$ ) pour la biomasse naturelle, ( $R^2 = 0,9998$ ) pour protonée et ( $R^2 = 0,9996$ ) pour la biomasse traitée au formaldéhyde, suggérant un mécanisme de chimisorption impliquant des échanges ioniques ou le partage d'électrons.
- Les isothermes montrent que la quantité de bleu de méthylène adsorbée ( $Q_e$ ) augmente avec la concentration initiale du colorant, caractéristique des isothermes de type L. Le modèle de Langmuir décrit mieux le processus d'adsorption par rapport à Freundlich, suggérant une adsorption en monocouche sur des sites d'affinités similaires. Les capacités d'adsorption maximales déduites étant respectivement 95,24 ; 24,21 ; et 18,94 mg/g pour BN, BP et BF. Les modèles de Temkin et Dubinin-Radushkevich ne sont pas adéquats pour décrire ce processus, avec des coefficients de détermination faibles.

L'augmentation de la masse de biomasse augmente le rendement total d'adsorption, mais la capacité d'adsorption par unité de masse diminue. Cela est peut-être dû à une compétition accrue pour les sites actifs et à une réduction du gradient de concentration. La biomasse BF se révèle être la plus efficace, suivie par BP et BN.

L'augmentation de la température favorise l'adsorption pour BN et BP, mais a un effet moins marqué sur BF, suggérant que d'autres facteurs influencent l'adsorption pour BF. Ces résultats indiquent que les propriétés thermodynamiques de chaque biomasse doivent être considérées lors de leur utilisation pratique.

L'adsorption varie significativement avec le pH. À des pH très faibles, les capacités d'adsorption sont faibles en raison de la forte concentration d'ions  $H^+$  en compétition avec les molécules de colorant. En augmentant le pH, les capacités d'adsorption augmentent, atteignant des niveaux optimaux dans des conditions basiques. À pH élevé, les trois biosorbants

## CONCLUSION

---

montrent des capacités maximales d'adsorption, attribuées à une charge de surface négative accrue favorisant les interactions avec le colorant cationique.

Cette étude confirme le potentiel des fibres de Posidonie comme biosorbants efficaces pour l'adsorption de bleu de méthylène, avec des performances optimales en fonction des conditions expérimentales variées. Pour poursuivre cette étude, il serait bénéfique d'approfondir l'étude de la caractérisation des aegagropiles de Posidonie et leur potentiel pour des différentes applications. En outre, l'évaluation de leur capacité à adsorber d'autres types de polluants et leur efficacité dans des conditions environnementales variables devraient être étudiées pour mieux comprendre leur adaptabilité et leur durabilité.

# Référence bibliographique

## Référence bibliographique

- Aarfane, A., Salhi, A., Krati, M.E., Tahiri, S., Monkade, M., Lhadi, E.K., Bensitel, M., 2014. Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des colorants Red195 et Bleu de méthylène en milieu aqueux sur les cendres volantes et les mâchefers (Kinetic and thermodynamic study of the adsorption of Red195 and Methylene blue dyes on fly ash and bottom ash in aqueous medium).
- Abadie, A., Pace, M., Gobert, S., Borg, J.A., 2018. Seascape ecology in *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Linking structure and ecological processes for management. *Ecological Indicators* 87, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.029>
- Abbas, S.H., Ismail, I.M., Mostafa, T.M., Sulaymon, A.H., 2014. Biosorption of Heavy Metals: A Review. *Journal of Chemical Science and Technology* 3.
- Adjagodo, A., Agassounon Djikpo Tchiboza, M., Kelome, N.C., Lawani, R., 2016a. Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse bibliographique. *Int. J. Bio. Chem. Sci* 10, 1459. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.43>
- Adjagodo, A., Agassounon Djikpo Tchiboza, M., Kelome, N.C., Lawani, R., 2016b. Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse bibliographique. *Int. J. Bio. Chem. Sci* 10, 1459. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.43>
- Aksu, Z., Tezer, S., 2000. Equilibrium and kinetic modelling of biosorption of Remazol Black B by *Rhizopus arrhizus* in a batch system: effect of temperature. *Process Biochemistry* 36, 431–439. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(00\)00233-8](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00233-8)
- Allègue, L., 2011. Développement des composites ciments à base de *Posidonia Oceanica*.
- Arum, S.P.I., Harisuseno, D., 2019. Domestic Wastewater Contribution to Water Quality of Brantas River at Dinoyo Urban Village, Malang City. <https://doi.org/10.21776/ub.jp.al.2019.010.02.02>
- Astiz, M., De Alaniz, M.J.T., Marra, C.A., 2012. The oxidative damage and inflammation caused by pesticides are reverted by lipoic acid in rat brain. *Neurochemistry International* 61, 1231–1241. <https://doi.org/10.1016/j.neuint.2012.09.003>
- Aurel, maniraguha balibutsa, jean-jacques, bukuru nyabukara, 2018. ACTIVITÉS DOMESTIQUES COMME SOURCE DE POLLUTION ET LEUR IMPACT ÉCOLOGIQUE DANS LE QUARTIER LES VOLCANS À GOMA.
- Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie: choix, expression, présentation, interprétation. Inst. national de la recherche agronomique, Paris.
- Batzias, F., Sidiras, D., 2004. Dye adsorption by calcium chloride treated beech sawdust in batch and fixed-bed systems. *Journal of Hazardous Materials* 114, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.014>
- Belaid, K.D., Kacha, S., 2011. Étude cinétique et thermodynamique de l'adsorption d'un colorant basique sur la sciure de bois. *rseau* 24, 131–144. <https://doi.org/10.7202/1006107ar>
- Benabdessalam, s, GUECHI, E. k, OMER, A.A., 2021. Utilisation d'un déchet agricole issu de palmier dattier « h'chef » comme adsorbant pour l'élimination du rouge congo en milieu aqueux.
- Benguella, B., Yacouta-Nour, A., 2009. Elimination des colorants acides en solution aqueuse par la bentonite et le kaolin. *Comptes Rendus. Chimie* 12, 762–771. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2008.11.008>
- Benitez, F.J., Acero, J.L., Real, F.J., Rubio, F.J., Leal, A.I., 2001. The role of hydroxyl radicals for the decomposition of p-hydroxy phenylacetic acid in aqueous solutions. *Water Research* 35, 1338–1343. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00364-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00364-X)

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- Bhatnagar, A., Minocha, A.K., Sillanpää, M., 2010. Adsorptive removal of cobalt from aqueous solution by utilizing lemon peel as biosorbent. *Biochemical Engineering Journal* 48, 181–186. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2009.10.005>
- Bhattacharyya, K., Sharma, A., 2005. Kinetics and thermodynamics of Methylene Blue adsorption on Neem () leaf powder. *Dyes and Pigments* 65, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2004.06.016>
- Blanc, J.J., Jeudy de Grissac, A., 1978. RECHERCHES DE GEOLOGIE SEDIMENTAIRE SUR LES HERBIERS APOSIDONIES DU LITTORAL DE LA PROVENCE.
- Boudouresque, C.F., Guillaume Bernard, Patrick Bonhomme, Eric Charbonnel, Giovanni Diviaco, Alexandre Meinesz, Gérard Pergen, Christine Pergent-Martini, Sandrine Ruitton, Leonardo Tunesi, 2006. Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica. GIS Posidonie, 13-Marseille.
- Boughaita, I., Djazi, M.F., Bouchelta, C., 2017. Essais de dépollution des eaux contaminées par un composé organique par l'utilisation de nouveaux biosorbants.
- Bouhadjra, K., Oubagha, N., Lemlikchi, W., Mechherri, M.O., 2016. VALORISATION DES PELURES DE POMMES DE TERRE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX DES REJETS TEXTILES.
- Boumaza, S., Sengouga, A., Gasmi, D., Misraoui, A., Pergent, G., Semroud, R., 2022. Patterns of Posidonia oceanica (L.) Delile tannin cells and leaf characteristics according to environmental conditions. *Medit. Mar. Sci.* 23, 879–889. <https://doi.org/10.12681/mms.30709>
- Bouzikri, S., Ouasfi, N., Benzidia, N., Salhi, A., Bakkas, S., Khamliche, L., 2020. Marine alga “Bifurcaria bifurcata”: biosorption of Reactive Blue 19 and methylene blue from aqueous solutions. *Environ Sci Pollut Res* 27, 33636–33648. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07846-w>
- Boxall, A.B.A., 2012. New and emerging water pollutants arising from agriculture.
- Brown, M.A., Devito, S.C., 1993. Predicting azo dye toxicity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 23, 249–324. <https://doi.org/10.1080/10643389309388453>
- Bumpus, J.A., Brock, B.J., 1988. Biodegradation of crystal violet by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl Environ Microbiol* 54, 1143–1150. <https://doi.org/10.1128/aem.54.5.1143-1150.1988>
- Bussotti, S., Guidetti, P., Matricardi, G., 2021. Morphological analysis of posidonia oceanica flowers from a reef formation and a shallow water meadow of the ligurian sea (north-western mediterranean).
- Capiomont, A., 2000. Concentration et mémorisation du mercure chez la phanérogame marine *Posidonia oceanica*.
- Caye, G., Rossignol, M., 1983. Etude des variations saisonnières de la croissance des feuilles et des racines de *Posidonia oceanica*. *Mar. Biol.* 75, 79–88. <https://doi.org/10.1007/BF00392633>
- Chen, Z., Ma, W., Han, M., 2008. Biosorption of nickel and copper onto treated alga (*Undaria pinnatifida*): Application of isotherm and kinetic models. *Journal of Hazardous Materials* 155, 327–333. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.064>
- Crini, G., Antoine J., Montiel, Pierre-Marie Badot, 2007. Traitement et épuration des eaux industrielles polluées ; Procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique. Presses universitaires de Franche-Comté, Besançon.
- Culp, S.J., Beland, F.A., Heflich, R.H., Benson, R.W., Blankenship, L.R., Webb, P.J., Mellick, P.W., Trotter, R.W., Shelton, S.D., Greenlees, K.J., Manjanatha, M.G., 2002. Mutagenicity and carcinogenicity in relation to DNA adduct formation in rats fed

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- leucomalachite green. Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis 506–507, 55–63. [https://doi.org/10.1016/S0027-5107\(02\)00152-5](https://doi.org/10.1016/S0027-5107(02)00152-5)
- Dhankhar, R., Hooda, A., 2011. Fungal biosorption – an alternative to meet the challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions. Environmental Technology 32, 467–491. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.572922>
- Dhaoudi, H., 2008. Traitement des Eaux Usées Urbaines : Les procédés biologiques d'épuration.
- Di Benedetto, D., Breuil, P., 2007. Spectrophotométrie d'absorption dans l'ultraviolet et le visible. Techniques d'analyse. <https://doi.org/10.51257/a-v2-p2795>
- Dincer, A., Gunes, Y., Karakaya, N., 2007. Coal-based bottom ash (CBBA) waste material as adsorbent for removal of textile dyestuffs from aqueous solution. Journal of Hazardous Materials 141, 529–535. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.064>
- Dos Santos, W.N.L., Cavalcante, D.D., Da Silva, E.G.P., Das Virgens, C.F., Dias, F.D.S., 2011. Biosorption of Pb(II) and Cd(II) ions by Agave sisalana (sisal fiber). Microchemical Journal 97, 269–273. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.09.014>
- Drew, E.A., Jupp, B.P., 1976. Some Aspects of the Growth of Posidonia oceanica in Malta, in: Underwater Research. Elsevier, pp. 357–367. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-221950-4.50024-2>
- Duarte, C.M., Chiscano, C.L., 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquatic Botany 65, 159–174. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00038-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00038-8)
- Edet, U.A., Ifelebuegu, A.O., 2020. Kinetics, Isotherms, and Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Phosphates from Model Wastewater Using Recycled Brick Waste. Processes 8, 665. <https://doi.org/10.3390/pr8060665>
- Elgarahy, A.M., Elwakeel, K.Z., Mohammad, S.H., Elshoubaky, G.A., 2021. A critical review of biosorption of dyes, heavy metals and metalloids from wastewater as an efficient and green process. Cleaner Engineering and Technology 4, 100209. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100209>
- Elwakeel, K.Z., El-Sayed, G.O., Abo El-Nassr, S.M., 2015. Removal of ferrous and manganous from water by activated carbon obtained from sugarcane bagasse. Desalination and Water Treatment 55, 471–483. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.919606>
- Farouq, R., Yousef, N.S., 2015. Equilibrium and Kinetics Studies of adsorption of Copper (II) Ions on Natural Biosorbent. IJCEA 6, 319–324. <https://doi.org/10.7763/IJCEA.2015.V6.503>
- Fayoud, N., Younssi, S.A., Tahiri, S., Albizane, A., 2015. Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption de bleu de méthylène sur les cendres de bois (Kinetic and thermodynamic study of the adsorption of methylene blue on wood ashes).
- Fernane, G., 2017. Toxicité des colorants et différentes techniques de traitement des effluents.
- Fomina, M., Gadd, G.M., 2014a. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. Bioresource Technology 160, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>
- Fomina, M., Gadd, G.M., 2014b. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. Bioresource Technology 160, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>
- Fomina, M., Gadd, G.M., 2014c. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. Bioresource Technology 160, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>
- Foo, K.Y., Hameed, B.H., 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal 156, 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- Fox, D.I., Pichler, T., Yeh, D.H., Alcantar, N.A., 2012. Removing Heavy Metals in Water: The Interaction of Cactus Mucilage and Arsenate (As (V)). *Environ. Sci. Technol.* 46, 4553–4559. <https://doi.org/10.1021/es2021999>
- Francour, P., Harmelin, J., Pollard, D., Sartoretto, S., 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation* 11, 155–188. <https://doi.org/10.1002/aqc.442>
- Fu, H., Tan, P., Wang, R., Li, S., Liu, H., Yang, Y., Wu, Z., 2022. Advances in organophosphorus pesticides pollution: Current status and challenges in ecotoxicological, sustainable agriculture, and degradation strategies. *Journal of Hazardous Materials* 424, 127494. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127494>
- Gacia, E., Duarte, C.M., 2001. Sediment Retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* Meadow: The Balance between Deposition and Resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52, 505–514. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0753>
- Gadd, G.M., 2009. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *J of Chemical Tech & Biotech* 84, 13–28. <https://doi.org/10.1002/jctb.1999>
- Ghamri, W., 2022. Dépollution des eaux usées contaminées par les produits pharmaceutiques par les procédés membranaires.
- Ghosh, D., Bhattacharyya, K.G., 2002. Adsorption of methylene blue on kaolinite. *Applied Clay Science* 20, 295–300. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(01\)00081-3](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(01)00081-3)
- Giles, C.H., Smith, D., Huitson, A., 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science* 47, 755–765. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5)
- Guilbert, A., 2012. III.5.1. - Biocénose de l’herbier à *Posidonia oceanica* (NatHab-Méditerranée) [WWW Document]. Inventaire National du Patrimoine Naturel. URL [https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd\\_hab/1003](https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_hab/1003) (accessed 6.22.24).
- Hameed, B.H., Ahmad, A.A., 2009. Batch adsorption of methylene blue from aqueous solution by garlic peel, an agricultural waste biomass. *Journal of Hazardous Materials* 164, 870–875. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.084>
- Heip, C., 1998. Un océan de diversité.
- Ho, Y.S., McKay, G., 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry* 34, 451–465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)
- Ho, Y.S., McKay, G., 1998. Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical Engineering Journal* 70, 115–124. [https://doi.org/10.1016/S0923-0467\(98\)00076-1](https://doi.org/10.1016/S0923-0467(98)00076-1)
- Ibrahim, M.B., Sani, S., 2014. Comparative Isotherms Studies on Adsorptive Removal of Congo Red from Wastewater by Watermelon Rinds and Neem-Tree Leaves. *OJPC* 04, 139–146. <https://doi.org/10.4236/ojpc.2014.44017>
- Jacob, M., 2011. Réutilisation des eaux usées épurées par association de procédés biologiques et membranaires.
- Joseph, O., 2009. Etude du potentiel d’utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par biosorption d’effluents pollués.
- Kang, K.C., Kim, S.S., Choi, J.W., 2007. Sorption de Cu<sup>2+</sup> et Cd<sup>2+</sup> sur des échantillons de charbon actif granulaire et de fibres de charbon actif prétraités par un acide ou une base.
- Karim, A.B., Mounir, B., Hachkar, M., Bakasse, M., Yaacoubi, A., 2010. Élimination du colorant basique « Bleu de Méthylène » en solution aqueuse par l’argile de Safi. *rseau* 23, 375–388. <https://doi.org/10.7202/045099ar>
- Karmakar, S., Mukherjee, J., Mukherjee, S., 2018. Biosorption of fluoride by water lettuce (*Pistia stratiotes*) from contaminated water. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 15, 801–810. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1439-3>

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- Katheresan, V., Kansedo, J., Lau, S.Y., 2018. Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6, 4676–4697. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.060>
- Kaushik, G., Gopal, M., Thakur, I.S., 2010. Evaluation of performance and community dynamics of microorganisms during treatment of distillery spent wash in a three stage bioreactor. *Bioresource Technology* 101, 4296–4305. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.046>
- Kavitha, D., Namasivayam, C., 2007. Experimental and kinetic studies on methylene blue adsorption by coir pith carbon. *Bioresource Technology* 98, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.008>
- Khelifa, N., Aithamoudi, S., Laoufi, N.A., 2022. Preparation and characterization of biosorbent of shrimp co products-based and its potential application in the removal of an anionic dye. *DWT* 279, 195–202. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.29108>
- KHELIFI, o, MEHREZ I.1, BEN SALAH W, BEN SALAH F, YOUNSI M, NACEF M, AFFOUNE A.M, 2016. Etude de l'adsorption du bleu de methylene (bm) a partir des solutions aqueuses sur un biosorbant prepare a partir des noyaux de datte algerienne.
- Khiari, R., Mhenni, M.F., Belgacem, M.N., Mauret, E., 2010. Chemical composition and pulping of date palm rachis and *Posidonia oceanica* – A comparison with other wood and non-wood fibre sources. *Bioresource Technology* 101, 775–780. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.079>
- Kumar, K.V., Ramamurthi, V., Sivanesan, S., 2005. Modeling the mechanism involved during the sorption of methylene blue onto fly ash. *Journal of Colloid and Interface Science* 284, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.09.063>
- Linghu, W.S., Cui, J.M., 2014. Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solution by Raw and Modified Diatomite. *AMM* 522–524, 656–659. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.522-524.656>
- Lopez-Ramon, M.V., Stoeckli, F., Moreno-Castilla, C., Carrasco-Marin, F., 1999. On the characterization of acidic and basic surface sites on carbons by various techniques.
- Mahjoub, B., Ncibi, M.C., Seffen, M., 2008. Adsorption d'un colorant textile réactif sur un biosorbant non-conventionnel : Les fibres de *Posidonia oceanica* (L.) delile. *Can J Chem Eng* 86, 23–29. <https://doi.org/10.1002/cjce.20005>
- Manceau, A., Marcus, M.A., Tamura, N., 2002. Quantitative Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments by Synchrotron X-ray Techniques.
- Manole creangă, C., 2007. Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables (par adsorption puis oxydation catalytique).
- Mansour, H.B., Boughzala, O., Dridi, D., Barillier, D., Chekir-Ghedira, L., Mosrati, R., 2011. Les colorants textiles sources de contamination de l'eau : CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *rseau* 24, 209–238. <https://doi.org/10.7202/1006453ar>
- Mason, C.F., 2007a. Water pollution biology, in: Harrison, R.M. (Ed.), *Pollution*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 82–112. <https://doi.org/10.1039/9781847551719-00082>
- Mason, C.F., 2007b. Water pollution biology, in: Harrison, R.M. (Ed.), *Pollution*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 82–112. <https://doi.org/10.1039/9781847551719-00082>
- Matheickal, J.T., Yu, Q., Woodburn, G.M., 1999. Biosorption of cadmium(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine alga *Durvillaea potatorum*. *Water Research* 33, 335–342. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00237-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00237-1)
- Michalak, I., Chojnacka, K., Witek-Krowiak, A., 2013. State of the Art for the Biosorption Process—a Review. *Appl Biochem Biotechnol* 170, 1389–1416. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- Mikosch, N., Becker, R., Schelter, L., Berger, M., Usman, M., Finkbeiner, M., 2020. High resolution water scarcity analysis for cotton cultivation areas in Punjab, Pakistan. *Ecological Indicators* 109, 105852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105852>
- Moughaoui, F., Berrada, M., Bennamara, A., Abourriche, A., Anbaoui, Z., 2016. Etude de l'adsorption du bleu de méthylène par la bagasse de la canne à sucre Marocaine 1.
- Munir, K., Yusuf, M., Noreen, Z., Hameed, A., Hafeez, F.Y., Faryal, R., 2010. ISOTHERM STUDIES FOR DETERMINATION OF REMOVAL CAPACITY OF BI-METAL (Ni AND Cr) IONS BY ASPERGILLUS NIGER.
- Musah, M., Azeh, Y., Mathew, J., Umar, M., Abdulhamid, Z., Muhammad, A., 2022. Adsorption Kinetics and Isotherm Models: A Review. *CaJoST* 4, 20–26. <https://doi.org/10.4314/cajost.v4i1.3>
- Namasivayam, C., Prabha, D., Kumutha, M., 1998. Removal of direct red and acid brilliant blue by adsorption on to banana pith. *Bioresource Technology* 64, 77–79. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)86722-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)86722-3)
- Ncibi, M.C., Jeanne-Rose, V., Mahjoub, B., Jean-Marius, C., Lambert, J., Ehrhardt, J.J., Bercion, Y., Seffen, M., Gaspard, S., 2009. Preparation and characterisation of raw chars and physically activated carbons derived from marine *Posidonia oceanica* (L.) fibres. *Journal of Hazardous Materials* 165, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.126>
- Ncibi, M.C., Mahjoub, B., Seffen, M., 2008. Étude de la biosorption du chrome (VI) par une biomasse méditerranéenne : *Posidonia oceanica* (L.) delile. *rseau* 21, 441–449. <https://doi.org/10.7202/019166ar>
- Ncibi, M.C., Mahjoub, B., Seffen, M., 2007. Kinetic and equilibrium studies of methylene blue biosorption by *Posidonia oceanica* (L.) fibres. *Journal of Hazardous Materials* 139, 280–285. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.029>
- Ncibi, M.C., Mahjoub, B., Seffen, M., 2006a. Biosorption of Phenol onto *Posidonia oceanica* (L.) Seagrass in Batch System: Equilibrium and Kinetic Modelling. *Can J Chem Eng* 84, 495–500. <https://doi.org/10.1002/cjce.5450840411>
- Ncibi, M.C., Mahjoub, B., Seffen, M., 2006b. Biosorption of Phenol onto *Posidonia oceanica* (L.) Seagrass in Batch System: Equilibrium and Kinetic Modelling. *Can J Chem Eng* 84, 495–500. <https://doi.org/10.1002/cjce.5450840411>
- Neamtu, M., Yediler, A., Siminiceanu, I., Macoveanu, M., Kettrup, A., 2004. Decolorization of disperse red 354 azo dye in water by several oxidation processes—a comparative study. *Dyes and Pigments* 60, 61–68. [https://doi.org/10.1016/S0143-7208\(03\)00129-3](https://doi.org/10.1016/S0143-7208(03)00129-3)
- Omo-Irabor, O.O., Olobaniyi, S.B., Oduyemi, K., Akunna, J., 2008. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 33, 666–673. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.019>
- Ouakouak, A., Rihani, K., Youcef, L., Hamdi, N., Guergazi, S., 2020. Adsorption characteristics of Cu (II) onto CaCl<sub>2</sub> pretreated algerian bentonite. *Mater. Res. Express* 7, 025045. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/ab5ee4>
- Pagga, U., Brown, D., 1986. The degradation of dyestuffs: Part II Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere* 15, 479–491. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(86\)90542-4](https://doi.org/10.1016/0045-6535(86)90542-4)
- Park, D., Yun, Y.-S., Park, J.M., 2010. The past, present, and future trends of biosorption. *Biotechnol Bioproc E* 15, 86–102. <https://doi.org/10.1007/s12257-009-0199-4>
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Aquatic Botany* 42, 49–66. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90105-E](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90105-E)

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C., Pasqualini, V., Pergent, G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology* 27, 310–319. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00122.x>
- Picard, J., 1965. Importance, répartition et rôle du matériel organique végétal issu des prairies de posidonies.
- PROCACCINI, G., DATTOLO, E., RUOCCO, M., 2023. Genetic diversity and connectivity in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: state of art and future directions. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.18AC84C1>
- Pulido-Novicio, L., Kurimoto, Y., Aoyama, M., Seki, K., Doi, S., Hata, T., Ishihara, S., Imamura, Y., 2001. Adsorption of mercury by sugi wood carbonized at 1000°C. *J Wood Sci* 47, 159–162. <https://doi.org/10.1007/BF00780567>
- Qlihaa, A., Dhimni, S., Melrhaka, F., Hajjaji, N., Srhiri, A., 2016. Caractérisation physico-chimique d'une argile Marocaine [Physico-chemical characterization of a morrocan clay].
- Saadaoui, S., 2024. Valorisation des extrêmophiles dans le traitement des effluents salins et la production d'énergie par des systèmes bioélectrochimiques microbiens.
- Sanchez-Vidal, A., Canals, M., De Haan, W.P., Romero, J., Veny, M., 2021. Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics. *Sci Rep* 11, 254. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79370-3>
- Sarioglu, M., Atay, U.A., 2006. REMOVAL OF METHYLENE BLUE BY USING BIOSOLID.
- Schneider, A., Grabowski, É., Tessier, E., de Lyon, I., 2020. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE RELATIVE AUX POSIDONIES.
- Semerjian, L., Ayoub, G.M., 2003. High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. *Advances in Environmental Research* 7, 389–403. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00009-6](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00009-6)
- Sharpley, A.N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C.H., Börling, K., Djodjic, F., Jarvie, H.P., Schoumans, O.F., Stamm, C., Tonderski, K.S., Ulén, B., Uusitalo, R., Withers, P.J.A., 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *AMBIO* 44, 163–179. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612-x>
- Short, F.T., Coles, R.G., 2014. *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science, Saint Louis.
- Sulyman, M., Namiesnik, J., Gierak, A., 2017. Low-cost Adsorbents Derived from Agricultural By-products/Wastes for Enhancing Contaminant Uptakes from Wastewater: A Review. *Pol. J. Environ. Stud.* 26, 479–510. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66769>
- Tadjine, S., 2015. ADSORPTION SUR DES SUPPORTS BIOLOGIQUES : BIOSORPTION.
- Tahir, H., Sultan, M., Jahanzeb, Q., 2008. Removal of basic dye methylene blue by using bioabsorbents *Ulva lactuca* and *Sargassum*.
- Tan, I.A.W., Hameed, B.H., Ahmad, A.L., 2007. Equilibrium and kinetic studies on basic dye adsorption by oil palm fibre activated carbon. *Chemical Engineering Journal* 127, 111–119. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.09.010>
- Tan, Y., Dai, J., Wu, X., Wu, S., Zhang, J., 2022. Characteristics, occurrence and fate of non-point source microplastic pollution in aquatic environments. *Journal of Cleaner Production* 341, 130766. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130766>
- Touina, A., 2021. Identification, caractérisation et applications des diatomées fossiles de la région de Mostaganem et Sig.
- Touze, N., 2019. Contribution des géosynthétiques au développement durable. *Rev. Fr. Geotech.* 1. <https://doi.org/10.1051/geotech/2019018>

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

---

- Vadivelan, V., Kumar, K.V., 2005. Equilibrium, kinetics, mechanism, and process design for the sorption of methylene blue onto rice husk. *Journal of Colloid and Interface Science* 286, 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.01.007>
- Venkatesan, G., Rajagopalan, V., 2016. Adsorption kinetic models for the removal of Cu(II) from aqueous solution by clay liners in landfills. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 13, 1123–1130. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0951-1>
- Verhille, G., Gal, P.L., 2012. Formation des aegagropiles : compaction d'une pelote de poils par un écoulement.
- Volesky, B., 1990. Biosorption of heavy metals. CRC, Boca Raton Ann Arbor Boston.
- Wen, Y., Schoups, G., Van De Giesen, N., 2017. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Sci Rep* 7, 43289. <https://doi.org/10.1038/srep43289>
- Willmott, N., Guthrie, J., Nelson, G., 1998. The biotechnology approach to colour removal from textile effluent. *Journal of the Society of Dyers and Colourists* 114, 38–41. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1998.tb01943.x>
- Yammad, Y., Meftah, K., Hindou Baddih, 2023. Les conflits concernant l'utilisation concurrente de la ressource Eau : revue de littérature 4.
- Yusuff, R.O., Sonibare, J.A., 2004. Characterization of Textile Industries' Effluents in Kaduna, Nigeria and Pollution Implications. *Global NEST Journal* 6, 212–221. <https://doi.org/10.30955/gnj.000284>
- Zawierucha, I., Kozłowski, C., Malina, G., 2016. Immobilized materials for removal of toxic metal ions from surface/groundwaters and aqueous waste streams. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 18, 429–444. <https://doi.org/10.1039/C5EM00670H>

**ANNEXES**

## Annexe

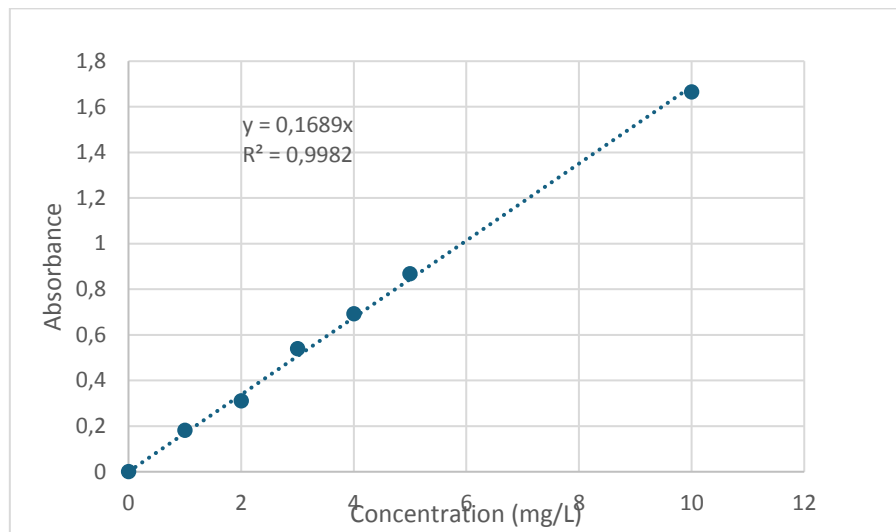


Figure 1: Courbe d'étalonnage d'une solution standard de bleu de méthylène.

### Classification des isothermes d'adsorption (Selon Giles *et al.*, 1974)

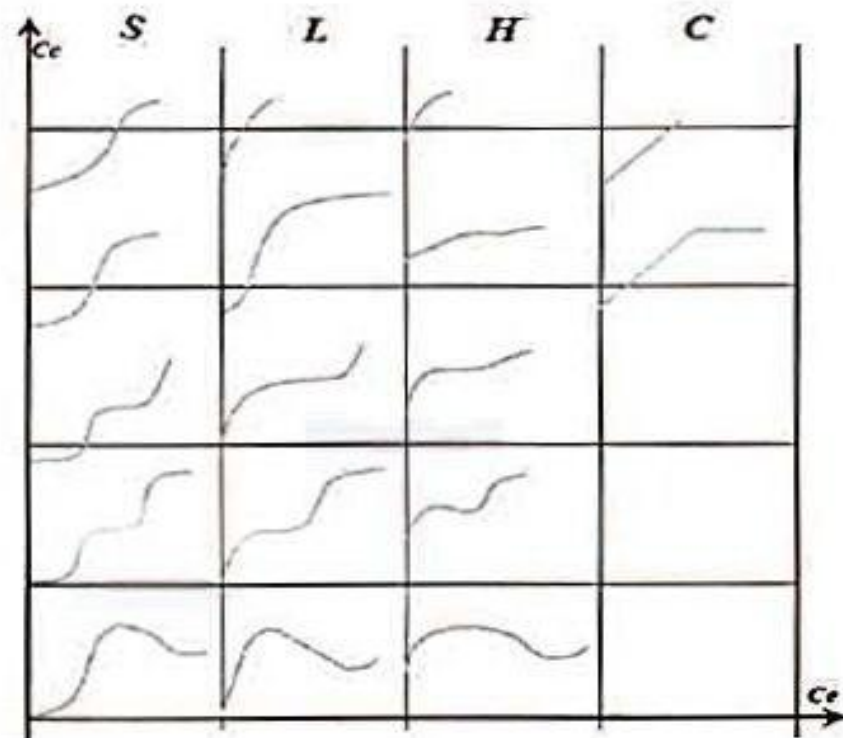


Figure 2: Les différents types d'isothermes

Source : Giles *et al.*, 1974.

Ces classes sont elles-mêmes divisées en sous-groupes suivant les caractéristiques

## ANNEXES

---

desisothermes à concentration élevée :

- Sous-groupe 1 : Isothermes incomplètes ;
- Sous-groupe 2 : Isothermes à palier ;
- Sous-groupe 3 et 4 : Isothermes à point d'inflexion

## Représentations graphiques des modèles à deux paramètres utilisés des isothermes d'adsorption à 20 °C

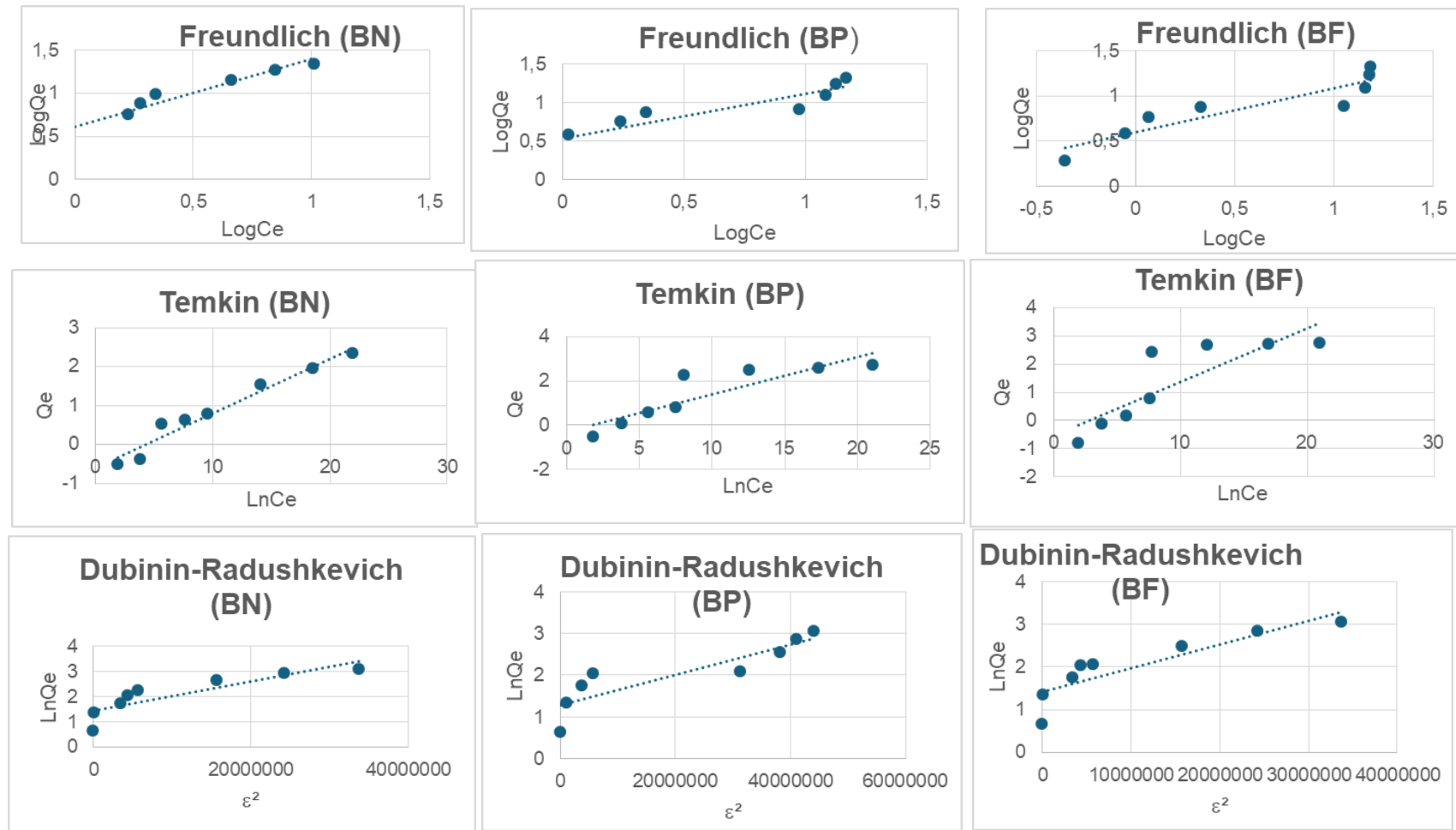


Figure 3: Représentations graphiques des modèles à deux paramètres utilisés des isothermes d'adsorption à 20 °C des trois biosorbants (BN, BP et BF).

## Représentations graphiques des modèles cinétiques utilisés à 20°C

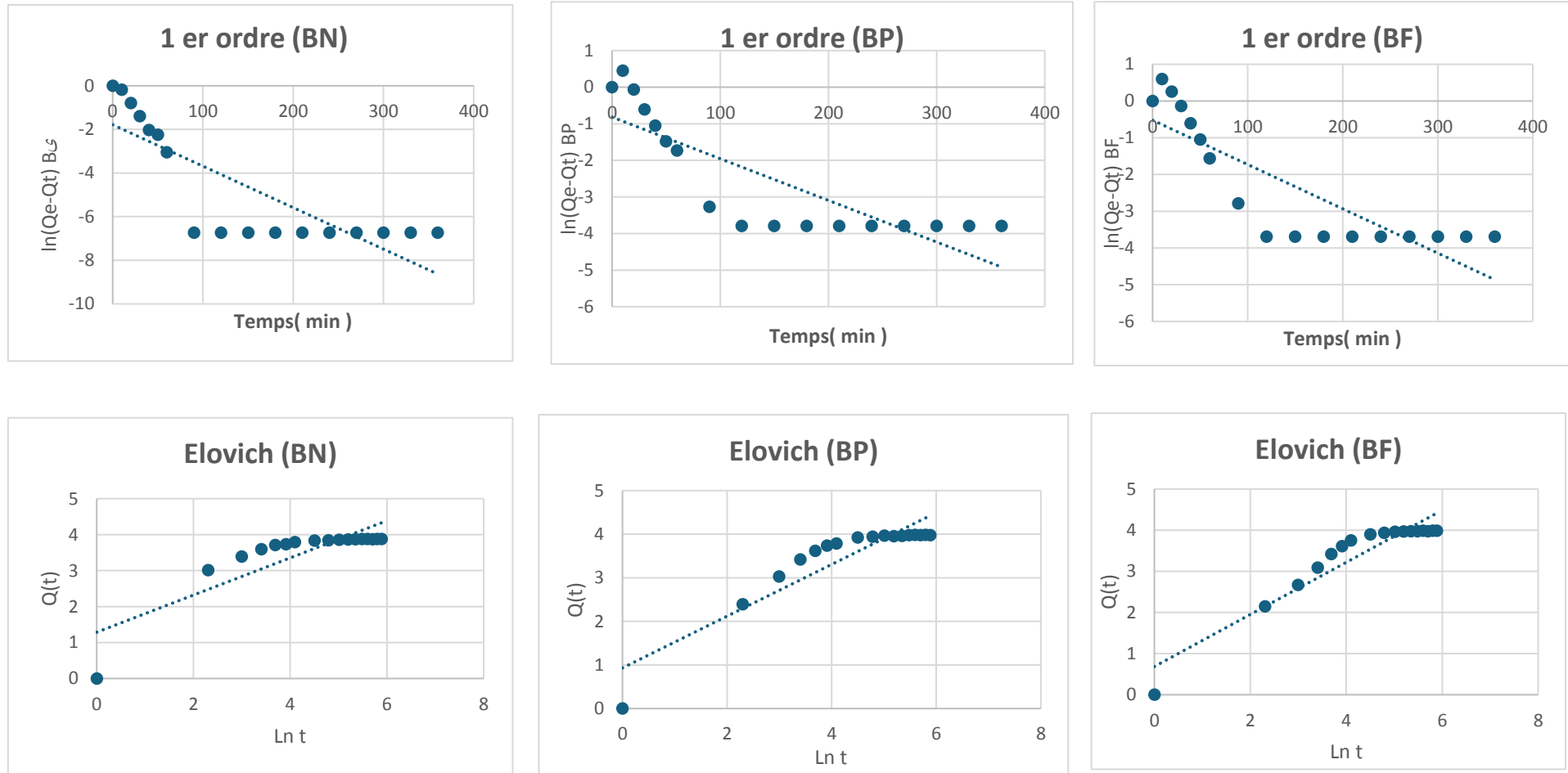


Figure 4: Représentations graphiques des modèles cinétiques (pseudo premier ordre et Elovich) à 20°C des trois biosorbants (BN, BP et BF).

## Représentations graphiques des modèles cinétiques utilisés à 20°C

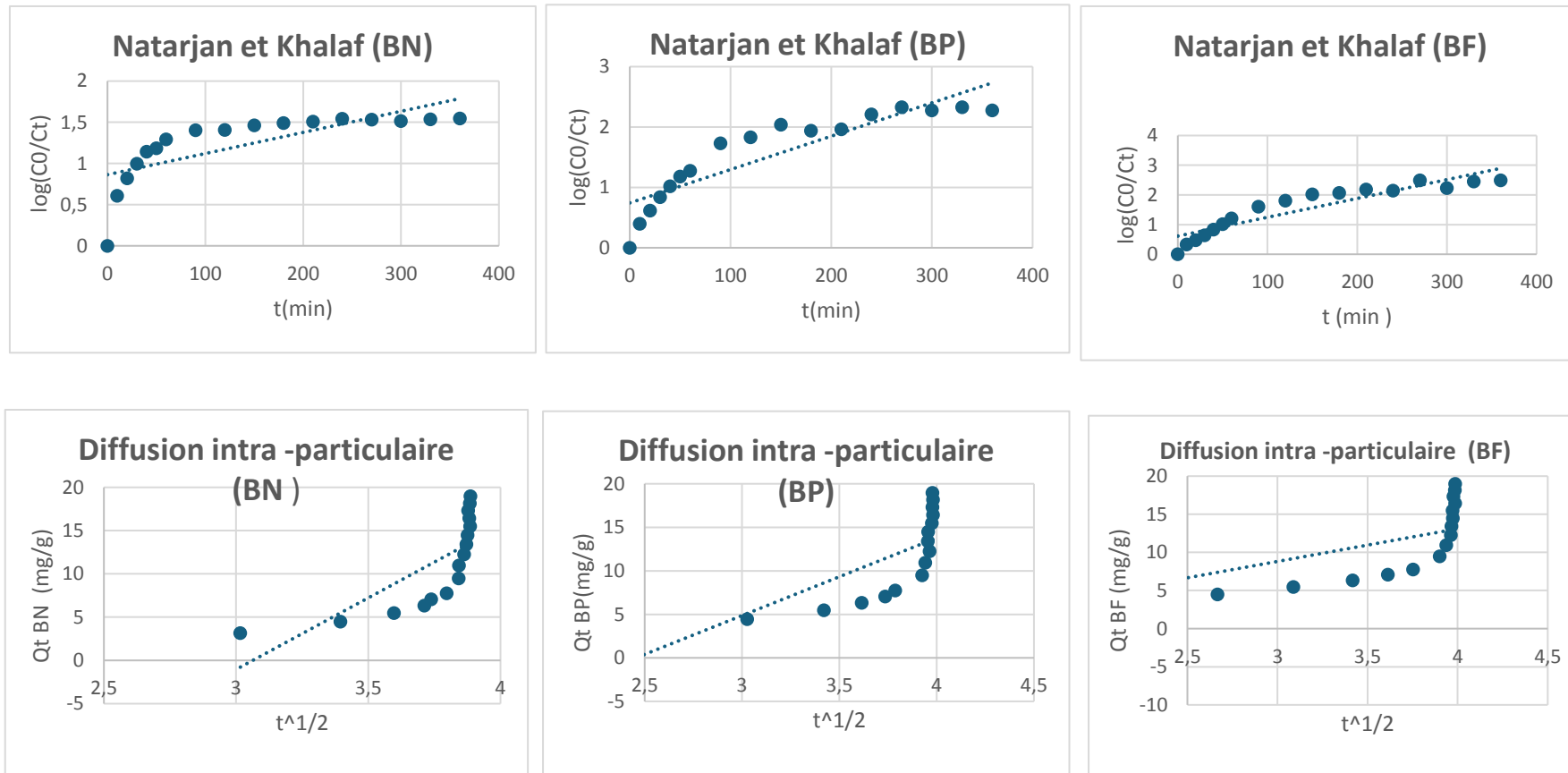


Figure 5: Représentations graphiques des modèles cinétiques (Natarajan et Khalaf ,Diffusion intra-particulaire) à 20°C des trois biosorbants ( BN,BP et BF).

## Résultats de modélisation de la cinétique d'adsorption

Tableau 1: Résultats de modélisation de la cinétique (modèle Pseudo premier-ordre).

Modele	Biosorbants	Paramètres	
		$K_1$ (mg.g <sup>-1</sup> .min <sup>-1</sup> )	$Q_e$ (mg/g)
Pseudo premier-ordre	BN	0.019	0.167764
	BP	0.0114	0.441578
	BF	0.0121	0.593273

Tableau 2: Résultats de modélisation de la cinétique (modèle pseudo second ordre).

Modele	Biosorbants	Paramètres	
		$K_2$ (mg.g <sup>-1</sup> .min <sup>-1</sup> )	$Q_e$ (mg/g)
Pseudo Second ordre	BN	0.128276103	3.90930414
	BP	0.061466703	3.90930414
	PF	0.040737222	4.07000407

ANNEXES

Tableau 3: Résultats de modélisation de la cinétique (Elovich ).

Modele	Biosorbants	Paramètres	
		$\alpha(\text{mg.g}^{-1}.\text{min}^{-1})$	$\beta(\text{g/mg})$
Elovich	BN	1.208264	1.93498452
	BP	0.975249	1.683785149
	BF	0.865949	1.578282828

Tableau 4: Résultats de modélisation de la cinétique ( Natarjan et Khalaf).

Modele	Biosorbants	Paramètres
		$K_n (\text{mg.g}^{-1}.\text{min}^{-1})$
Natarjan et Khalaf	BN	0.0059878
	BP	0.0126665
	BF	0.0145089

## ANNEXES

Tableau 5: Résultats de modélisation de la cinétique (Diffusion intra particulaire ).

Modèle	Biosorbants	Paramètres	
		$\alpha$	$K_{id} \text{ (mg.g}^{-1}.\text{min}^{-1}\text{)}$
Diffusion intraparticulaire	BN	26.21712239	$2.23872 \cdot 10^{-51}$
	BP	11.50516569	$1.2882 \cdot 10^{-22}$
	BF	$2.07785 \cdot 10^{+51}$	$8.6976 \cdot 10^{-05}$

### Résultats de modélisation des isothermes d'adsorption

Tableau 6: Résultats de modélisation des isothermes (Langmuir).

Modèle	Biosorbants	Paramètres	
		$K_L$	$Q_{max} \text{ (mg/g)}$
Langmuir	BN	0,029412345	95,23865880
	BP	0.152736686	24.21307506
	BF	0.267341772	18.93939394

## ANNEXES

Tableau 7: Résultats de modélisation des isothermes (Freundlich).

Modèle	Biosorbants	Paramètres	
		$K_f$ (mg/g)	n
Freundlich	BN	4,100152405	1,27844541
	BP	3,846803478	1.709109554
	BF	6.514783684	2.203613927

Tableau 8 :Résultats de modélisation des isothermes( Temkin ).

Modèle	Biosorbants	Paramètres	
		$A_t$	$Q_{max}$ (mg/g)
Temkin	BN	0,013765187	0,1404
	BP	0,18355965	0,1693
	BF	0,067382602	0,19

## ANNEXES

Tableau 9: Résultats de modélisation des isothermes (Dubinin -Radushkevich).

Modèle	Biosorbants	Paramètres	
		$K_{ad}$	$Q_{max}$ (mg/g)
Dubinin -Radushkevich	BN	-5,00E-08	4,570396671
	BP	-4,00E-08	4.689847191
	BF	-4,00E-08	3.874435598

# Résumé

L'utilisation des fibres d'aegagropiles de *Posidonia oceanica* en tant que biosorbants pour l'élimination du colorant cationique bleu de méthylène a été étudiée. Trois types de biomasses issues de ces fibres ont été utilisées: une biomasse naturelle (BN), une biomasse protonée (BP) et une biomasse traitée au formaldéhyde (BF). La caractérisation a révélé que le résultat de taux d'humidité met en évidence la capacité variable de la biomasse à retenir l'eau. Les valeurs de  $pH_{PZC}$  indiquent que la surface de l'adsorbant est chargée positivement lorsque le pH de la solution est inférieur à 6 (BN), à 3,7 (BP) et à 4,1 (BF), et négativement au-dessus de cette valeur. L'équilibre d'adsorption est atteint rapidement, avec une cinétique suivant le modèle de pseudo-second ordre, impliquant une chimisorption. Les isothermes d'adsorption sont bien décrites par le modèle de Langmuir, suggérant une biosorption en monocouche sur des sites énergétiquement homogènes. Les capacités maximales d'adsorption déduites sont de 95,24, 24,21 et 18,94 mg/g respectivement pour BN, BP et BF. La biosorption est optimisée à des pH basiques, des masses élevées et est favorisée par l'augmentation de la température, en particulier BF n'est pas influencée par la température. La biomasse naturelle BN s'est avérée la plus performante par rapport à la capacité d'adsorption maximale, avec une séquence d'efficacité décroissante  $BN > BP > BF$ . Ces résultats démontrent le potentiel prometteur des aegagropiles de posidonie, en particulier sous leur forme naturelle, comme biosorbants économiques et efficaces pour l'élimination du bleu de méthylène ainsi que d'autres polluants.

**Mots clés :** *Posidonia Oceanica*, valorisation, adsorption, bleu de méthylène, modèles d'isotherme.

### Abstract

The use of *Posidonia oceanica* aegagropil fibers as biosorbents for the removal of the cationic dye methylene blue was investigated. Three types of biomass from these fibers were used: natural biomass (BN), protonated biomass (BP) and formaldehyde-treated biomass (BF). Characterization revealed that the moisture content result highlights the variable capacity of biomass to retain water. The  $pH_{PZC}$  values indicate that the adsorbent surface is positively charged when the solution pH is below 6 (BN), 3.7 (BP) and 4.1 (BF), and negatively charged above this value. Adsorption equilibrium is reached rapidly, with kinetics following the pseudo-second-order model, implying chemisorption. Adsorption isotherms are well described by the

## RESUME

Langmuir model, suggesting monolayer biosorption on energetically homogeneous sites. The maximum adsorption capacities deduced are 95.24, 24.21 and 18.94 mg/g for BN, BP and BF respectively. Biosorption is optimized at basic pH, high mass and is favored by increasing temperature, particularly BF is not influenced by temperature. Natural biomass BN was found to perform best in terms of maximum adsorption capacity, with a decreasing sequence of efficiency  $BN > BP > BF$ . These results demonstrate the promising potential of *Posidonia aegagropiles*, particularly in their natural form, as cost-effective and efficient biosorbents for the removal of methylene blue and other pollutants.

**Keywords:** *Posidonia Ocianica*, valorisation, Adsorption, Methylene blue, Isotherm model.

### المخلص

تمت دراسة استخدام ألياف بوسيدونيا أوقيانوسيا أو شيانكا أجاروبيل كمادة ماصة حيوية لإزالة صبغة الميثيلين الأزرق الموجبة. تم استخدام ثلاثة أنواع من الكتلة الحيوية من هذه الألياف: الكتلة الحيوية الطبيعية و الكتلة الحيوية البروتونية و الكتلة الحيوية المعالجة بالفورمالدهيد وكشف التوصيف أن نتيجة المحتوى الرطوبي تبرز القدرة المتغيرة للكتلة الحيوية على الاحتفاظ بالماء. تشير قيم  $pH_{PZC}$  إلى أن سطح المادة الممتزة يكون مشحوناً بشحنة موجبة عندما يكون الرقم الهيدروجيني للمحلول أقل من 6 (الكتلة الحيوية الطبيعية) و 3.7 (الكتلة الحيوية البروتونية) و 4.1 (الكتلة الحيوية المعالجة بالفورمالدهيد)، ويكون مشحوناً بشحنة سالبة فوق هذه القيمة. يتم الوصول إلى توازن الامتزاز بسرعة، مع وجود حركية تتبع نموذج الترتيب الثاني الزائف، مما يعني الامتزاز الكيميائي. يتم وصف متساوي الامتزاز بشكل جيد من خلال نموذج لانجموير، مما يشير إلى امتصاص حيوي أحادي الطبقة على مواقع متجانسة حيويًا. تبلغ ساعات الامتزاز القصوى المستنتجة 95.24 و 24.21 و 18.94 مجم/جم للكتلة الحيوية الطبيعية و الكتلة الحيوية البروتونية و الكتلة الحيوية الفورمالدهيد على التوالي. ويحسن الامتصاص الحيوي عند قيم الأس الهيدروجيني الأساسية والكتل العالية، ويتعزز بزيادة درجة الحرارة، خاصةً بالنسبة للفورمالدهيد الحيوي للكتلة الحيوية التي لا تتأثر بدرجة الحرارة. كان أداء الكتلة الحيوية الطبيعية هو الأفضل من حيث القدرة القصوى للامتصاص، مع تسلسل متناقص للكفاءة الكتلة الحيوية الطبيعية < الكتلة الحيوية البروتونية < الكتلة الحيوية الفورمالدهيد.

تُظهر هذه النتائج الإمكانيات الواعدة لاستخدام كرات البوسيدونيا، خاصة في شكلها الطبيعي، كمادة حيوية ممتصة اقتصادية وفعالة لإزالة أزرق الميثيلين وغيرها من الملوثات..

**الكلمات المفتاحية:** بوسيدونيا أو شيانكا، التثمين، الامتزاز، أزرق الميثيلين، نموذج الامتزاز.