

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

Département : Génie des Procédés et Environnement

Mémoire de Projet de Fin d'Etudes

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en Génie des Procédés et Environnement

Thème

Elimination de la matière organique par adsorption sur charbon actif des eaux usées épurées en vue d'une réutilisation : cas de la STEP de Baraki

Présenté par : M^{elle} Aroua GHERMOUL

Promotrice : Mme Sadjia AROUA

Soutenu publiquement le : 07/09/2023

Devant le jury composé de :

Président	Mr Abdelmalek CHERGUI	Pr (ENP)
Encadreur	Mme Sadjia AROUA	MCA (ENP)
Examineur	Mr Yacine KERCHICH	Pr (ENP)
Co-encadreur	Mme Imane AMIRA	Ingénieur (SEAAL)

ENP 2023

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

Département : Génie des Procédés et Environnement

Mémoire de Projet de Fin d'Etudes

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en Génie des Procédés et Environnement

Thème

Elimination de la matière organique par adsorption sur charbon actif des eaux usées épurées en vue d'une réutilisation : cas de la STEP de Baraki

Présenté par : M^{elle} Aroua GHERMOUL

Promotrice : Mme Sadjia AROUA

Soutenu publiquement le : 07/09/2023

Devant le jury composé de :

Président	Mr Abdelmalek CHERGUI	Pr (ENP)
Encadreur	Mme Sadjia AROUA	MCA (ENP)
Examineur	Mr Yacine KERCHICH	Pr (ENP)
Co-encadreur	Mme Imane AMIRA	Ingénieur (SEAAL)

ENP 2023

ملخص

في إطار إعادة استخدام مياه الصرف الصحي، يجري حالياً تطوير لعمليات المعالجة التكميلية للحصول على نوعية جيدة من المياه لكي تتمكن من إعادة استخدامها في عدة مجالات.

ركزنا في دراستنا على تحسين جودة مياه الصرف الصحي المعالجة في محطة تصفية المياه المستعملة براقى بمدينة الجزائر. لذلك قمنا بتطبيق الامتزاز على حبيبات الفحم المنشط التجاري للمياه المنقاة والمياه المرشحة على الرمال لتقليل كمية المادة العضوية المذابة. يتم تحليل هذا الأخير عن طريق قياس إجمالي الكربون العضوي والطلب على الأكسجين الكيميائي.

تمت دراسة تأثير العديد من العوامل على قدرة الامتزاز (وقت التلامس، وكتلة الفحم، والأس الهيدروجيني الأولي للمحلول، وسرعة التحريض). تظهر نتائج الدراسة أن حركية الامتزاز موصوفة جيداً بنموذج الترتيب الثاني. الامتزاز من النوع ل ويتم تمثيله جيداً بواسطة نموذج لانجمير. انخفاض المواد العضوية بالنسبة للمياه المنقاة والمرشحة بنسبة 62.57 في المائة و 58.26 في المائة على التوالي بقيم 30.63 ملغ/ل و 18.52 ملغ/ل. ويبلغ الانخفاض في المواد الصلبة المعلقة والعكارة 79.07 في المائة و 80.76 في المائة و 53.4 في المائة و 43.5 في المائة على التوالي بالنسبة للقيم التي بلغت 4.46 و 2.48 وحدة وقيم 5 و 9 ملغ/ل.

وهذه القيم التي تم الحصول عليها تبشر بالكثير من التطبيقات في سياق إعادة الاستخدام وبالتالي التنمية المستدامة.

الكلمات المفتاحية المياه المستعملة، إعادة الاستخدام، الكربون المنشط، الامتزاز، حركية الامتزاز، الامتزاز الحراري.

Abstract:

As part of the reuse of wastewater, complementary treatment processes are currently being developed to obtain good water quality and be able to reuse it in several areas.

In our study, we focused on the improvement of the quality of the treated wastewater of the Baraki WWTP of the city of Algiers. For this, we applied adsorption on commercial activated charcoal in grain, on the clarified and filtered waters on sand to reduce the dissolved organic matter content. The analysis is performed by measuring total organic carbon TOC and chemical oxygen demand COD.

The influence of several operating parameters on adsorption capacity (contact time, coal mass, initial pH of the solution, and agitation speed) was studied. The results of the study show that adsorption kinetics is well described by the pseudo-second-order model. The adsorption isotherm is of type L according to the classification of Giles et al and is well represented by the Langmuir model. The reduction of organic matter, for clarified and filtered water is respectively 62.57% and 58.26% for values reached 30.63 mg/l and 18.52 mg/l. The reduction of suspended solids and turbidity is respectively 79.07%, 80.76% and 53.4%, 43.5%, for values reached 4.46 and 2.48 units and values of 5 and 9 mg/ l.

These values obtained are promising for many applications in the context of reuse and therefore sustainable development.

Keywords: Wastewater, Reuse, Activated carbon, Adsorption, kinetics of adsorption, adsorption isotherm;

Résumé :

Dans le cadre de la réutilisation des eaux usées, des procédés complémentaires de traitement sont actuellement développés pour l'obtention d'une bonne qualité de l'eau et pouvoir la réutiliser dans plusieurs domaines.

Dans notre étude on s'est intéressé à l'amélioration de la qualité des eaux usées épurées de la STEP de Baraki de la ville d'Alger. Pour cela nous avons appliqué une adsorption sur charbon actif commercial en grain sur les eaux clarifiées et filtrées sur sable afin d'abattre la teneur en matière organique dissoute. L'analyse de cette dernière est effectuée par la mesure du COT et de la DCO.

L'influence de plusieurs paramètres opératoires sur la capacité d'adsorption (le temps de contact, la masse de charbon, le pH initial de la solution, et la vitesse d'agitation) a été étudiée. Les résultats de l'étude montrent que la cinétique d'adsorption est bien décrite par le modèle de pseudo second ordre ($R^2 = 0,99$). L'isotherme d'adsorption est de type L selon la classification de Giles et al et est bien représentée par le modèle de Langmuir. L'abattement de la mo, pour l'eau clarifiée et filtrée est respectivement 62.57% et 58.26 % pour des valeurs atteintes de 30.63 mg de C/L et 18.52 mg de C/L. L'abattement des MES et de la turbidité est respectivement 79.07%, 80.76% et 53.4%, 43.5%, pour des valeurs atteintes de 4.46 et 2.48 NTU et des valeurs de 5 et 9 mg/l.

Ces valeurs obtenues sont prometteuses pour beaucoup d'application dans le cadre de la réutilisation et donc du développement durable.

Mots-clés : Eau usée, Réutilisation, Charbon actif, Adsorption, Cinétique, Isotherme.

Remerciement

Avant tout développement sur cette expérience professionnelle, il apparait opportun de commencer ce mémoire par des remerciements.

Tout d'abord, je tiens à remercier le bon dieu qui nous a donné la force, la patience et la chance d'étudier et de suivre le chemin de la science.

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de mon projet de fin d'étude et qui m'ont aidé lors de la rédaction de ce mémoire.

J'adresse tout d'abord mes sincères remerciements à ma promotrice Mme Sadjia AROUA, Maitre de conférences à l'École Nationale Polytechnique d'Alger, pour le temps qu'elle m'a consacré, son soutien et surtout ses judicieux conseils qui m'ont permis de mener à bien ce travail.

Mes vifs remerciements vont également à Monsieur le directeur de SEAAL Baraki, qui m'a accordé l'avis favorable pour la collecte des données, des informations et des échantillons au niveau de la station d'épuration de la ville d'Alger.

J'adresse également mes remerciements au Pr Abdelmalek CHERGUI pour l'honneur qu'il me fait en acceptant de présider le jury de ma soutenance

Je désire aussi remercier Pr Yacine KERCHICH, pour avoir accepté d'examiner ce modeste travail.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent à toute l'équipe pédagogique du Département Génie de l'environnement de l'École Nationale Polytechnique, pour la qualité d'enseignement prodigué, leur patience et leurs efforts au cours de ma formation.

Mes plus profonds remerciements vont à mes parents. Tout au long de mon cursus, ils m'ont toujours soutenu, encouragé et aidé. Ils ont su me donner toutes les chances pour réussir. Mes remerciements à mes camarades de promotions pour les bons et les mauvais moments passés ensemble.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail en signe de respect :

A mes chers parents, avec toute ma reconnaissance et ma gratitude pour vos interminables conseils, soutien, sacrifices, pour toute l'aide que vous m'avez apportée durant mes études.

Aucun mot sur cette page, aucune dédicace ne pourrait exprimer ce que je vous dois, ni combien je vous aime.

Que Dieu le tout puissant vous préserve de tout mal, vous accorde santé, bonheur et longue vie, et que je puisse un jour vous combler de joie à mon tour.

A mes chers frères et sœurs

A mes chers nièce et neveux

A toutes ma grande famille.

Une spéciale dédicace à cette personne qui compte énormément pour moi, qui a toujours été présente à mes côtés...

Sans oublié mon adorable chat Fethi <3 !

Table des Matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction générale15

Partie bibliographique

Chapitre I : Généralité sur les eaux usées

I.1	Introduction.....	19
I.2	Définition des eaux usées.....	19
I.3	Aspect des eaux usées.....	19
I.4	Origines des eaux usées.....	19
I.4.1	Les eaux usées domestiques.....	19
I.4.2	Les eaux usées industrielles.....	20
I.4.3	Les eaux usées agricoles.....	20
I.4.4	Les eaux pluviales et de ruissellement.....	20
I.5	Caractéristiques des eaux usées.....	21
I.5.1	Les paramètres organoleptiques.....	21
I.5.1.1	L'odeur.....	21
I.5.1.2	La Couleur.....	21
I.5.2	Les paramètres physico-chimiques.....	21
I.5.2.1	La température.....	21
I.5.2.2	Le pH.....	21
I.5.2.3	La conductivité.....	22
I.5.2.4	Les matières en suspension.....	22
I.5.2.5	La turbidité.....	22
I.5.2.6	L'oxygène dissous.....	22
I.5.2.7	La demande biochimique en oxygène (DBO).....	23
I.5.2.8	La demande chimique en oxygène (DCO).....	23
I.5.2.9	Le carbone organique total (COT).....	23
I.5.2.10	Substances azotées.....	23
I.5.2.11	Composés phosphorés.....	24
I.5.3	Les paramètres bactériologiques.....	24
I.5.3.1	Les virus.....	24
I.5.3.2	Les bactéries.....	24
I.5.3.3	Les Helminthes.....	25
I.6	Traitement des eaux usées.....	25
I.6.1	Définition d'une station d'épuration (STEP).....	25
I.6.2	Procédés d'épuration des eaux usées.....	25
I.6.2.1	Le prétraitement.....	25
o	Dégrillage.....	26
o	Dessablage.....	26
o	Déshuilage-Dégraissage.....	26

I.6.2.2	Le traitement primaire.....	27
o	La décantation.....	27
o	Coagulation-floculation.....	27
I.6.2.3	Le traitement secondaire.....	27
o	Procédés biologiques intensif.....	28
o	Procédés biologiques extensif.....	30
I.6.2.4	Le traitement tertiaire.....	30
o	La désinfection.....	31
o	La filtration.....	31
o	L'adsorption.....	31
I.6.3	Traitement des boues.....	32
I.6.3.1	Origines et composition des boues.....	32
I.6.3.2	Les étapes de traitement des boues.....	32
o	L'épaississement.....	32
o	La stabilisation.....	33
o	Le conditionnement.....	33
o	La déshydratation.....	33
I.7	Norme de rejets des eaux usées.....	34
I.7.1	Normes de rejets internationales.....	34
I.7.2	Normes de rejets appliquées en Algérie.....	34
I.8	Valorisation des eaux usées.....	35
I.8.1	Le secteur agricole.....	35
I.8.2	Le secteur industriel.....	35
I.8.3	Le secteur urbain et périurbain.....	35
I.9	Réutilisation des eaux usées dans le monde.....	36
I.10	Réutilisation des eaux usées en Algérie.....	37
I.10.1	Réutilisation pour l'irrigation.....	38
I.10.2	Réutilisation industrielle.....	38
I.10.3	Réutilisation municipale.....	39
I.11	Conclusion.....	39

Chapitre II : Notions fondamentales sur l'adsorption et le charbon actif

II.1	Généralité sur l'adsorption.....	41
II.1.1	Introduction.....	41
II.1.2	Définition de l'adsorption.....	41
II.1.3	Types d'adsorption.....	41
II.1.3.1	Adsorption chimique (chimisorption).....	42
II.1.3.2	Adsorption physique (physisorption).....	42
II.1.4	Description du mécanisme d'adsorption.....	43
II.1.5	Facteurs influençant l'adsorption.....	43
II.1.5.1	Influence de la température.....	43
II.1.5.2	Influence du pH.....	43
II.1.5.3	La surface spécifique.....	43
II.1.5.4	La nature de l'adsorbant.....	44
II.1.5.5	Nature et caractéristique de l'adsorbat.....	44
II.1.5.6	La masse de l'adsorbant.....	44

II.1.5.7	La polarité.....	44
II.1.5.8	Dimensions des pores.....	44
II.1.6	Application de l'adsorption.....	44
II.1.7	Isotherme d'adsorption.....	45
II.1.7.1	Classification des isothermes d'adsorption.....	45
II.1.7.2	Modélisation des isothermes d'adsorption.....	47
II.1.7.2.1	Modèle de LANGMUIR.....	47
II.1.7.2.2	Modèle de FREUNDLICH.....	48
II.1.7.2.3	Modèle de BET.....	48
II.1.8	Cinétique d'adsorption.....	49
II.1.8.1	Modèle de pseudo-premier ordre.....	50
II.1.8.2	Modèle de pseudo-second ordre.....	50
II.1.8.3	Modèle de la diffusion intra-particulaire.....	51
II.1.9	Les adsorbants.....	51
II.2	Généralités sur le charbon actif.....	52
II.2.1	Définition du charbon actif.....	52
II.2.2	Origines du charbon actif.....	52
II.2.3	Différents types de charbon actif.....	52
II.2.4	Fabrication du charbon actif.....	55
II.2.4.1	La carbonisation.....	55
II.2.4.2	Les procédés d'activation.....	55
II.2.5	Application du charbon actif.....	57
II.3	Conclusion.....	57

Partie Expérimentale

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1	Introduction.....	60
III.2	Site de prélèvement (STEP de Baraki).....	60
III.2.1	Situation géographique.....	60
III.2.2	Description et caractéristique de la station.....	60
III.3	Produits utilisés.....	62
III.4	Matériels utilisés.....	63
III.5	Protocoles expérimentaux.....	64
III.5.1	Caractérisation physico-chimique du charbon actif.....	64
III.5.1.1	Taux d'humidité.....	64
III.5.1.2	Porosité.....	64
III.5.1.3	Masse volumique apparente.....	65
III.5.1.4	pH.....	65
III.5.1.5	point de charge nulle pH _{pzc}	65
III.5.2	caractérisation des eaux usées utilisés.....	66
III.5.2.1	Détermination de pH.....	66
III.5.2.2	Détermination de la quantité des MES dans l'eau.....	66
III.5.2.3	Détermination de la turbidité.....	66
III.5.3	Préparations des solutions utilisées pour la détermination de la DCO.....	66
III.5.3.1	La solution de digestion.....	66

III.5.3.2	Le réactif acide.....	66
III.5.3.3	La solution d'acide sulfurique.....	67
III.5.3.4	La solution étalon de biphtalate de potassium.....	67
III.5.4	L'effet de certains paramètres sur l'adsorption d'eau usée sur CA.....	68
III.5.4.1	L'effet du temps de contact.....	68
III.5.4.2	L'effet de la masse du charbon actif.....	68
III.5.4.3	L'effet du pH initial de l'eau.....	68
III.5.4.4	L'effet de la vitesse d'agitation.....	68
III.5.5	L'isotherme d'adsorption.....	69

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1	Caractéristiques physico-chimiques du charbon actif.....	71
IV.2	Caractéristiques des eaux usées utilisées.....	72
IV.3	Etude des paramètres influençant l'adsorption.....	73
IV.3.1	Influence de la masse de l'adsorbant.....	73
IV.3.2	Influence du pH initial de l'eau.....	74
IV.3.3	Influence de la vitesse d'agitation.....	75
IV.3.4	Influence du temps de contact.....	76
IV.4	Modélisation de la cinétique d'adsorption.....	78
IV.4.1	Modèle de pseudo-premier ordre.....	78
IV.4.2	Modèle de pseudo-second ordre.....	79
IV.4.3	Modèle de la diffusion intra-particulaire de WEBER et MORRIS.....	80
IV.5	Isothermes d'adsorption.....	82
IV.5.1	Modélisation des isothermes.....	83
IV.5.1.1	Modèle de Langmuir.....	84
IV.5.1.2	Modèle de Freundlich.....	85
	Conclusion générale.....	88
	Références bibliographiques.....	92
	Annexes.....	102

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I.1 : Normes de rejet internationales.....	34
Tableau I.2 : Normes de rejets en Algérie.....	34
Tableau I.3 : modes de traitement recommandés en fonction du type de réutilisation des eaux usées.....	36
Tableau I.4 : Répartition de l'eau utilisée par usages.....	37

Chapitre II

Tableau II.1 : Déférence entre chimisorption et physisorption.....	42
Tableau II.2 : Comparaison entre le CAP et le CAG.....	54
Tableau II.3 : Applications industrielles du charbon actif.....	57

Chapitre IV

Tableau IV.1 : caractéristiques physico-chimiques du CAG (OTV de référence : NFEN12915).....	71
Tableau IV.2 : Caractéristiques des eaux usées utilisée.....	72
Tableau IV.3 : Paramètres des modèles de pseudo premier ordre et second ordre issus de la modélisation de la cinétique d'adsorption.....	80
Tableau IV.4 : Paramètres obtenus selon le modèle de Morris – Weber.....	81
Tableau IV.5 : Paramètres d'équilibres d'adsorption selon le modèle de Langmuir et de Freundlich.....	86

Listes des Figures

Chapitre I

Figure I.1 : Prétraitement des eaux usées.....	26
Figure I.2 : Schéma simplifié d'un système à boues activées.....	28
Figure I.3 : Schéma de fonctionnement des disques biologiques.....	29
Figure I.4 : principe de fonctionnement de lagunage.....	30
Figure I.5 : La réutilisation des eaux usées épurées dans les différentes régions du monde.....	37

Chapitre II

Figure II.1 : Schéma de l'adsorption physique.....	42
Figure II.2 : Mécanisme d'adsorption en phase aqueuse sur charbon actif.....	43
Figure II.3 : Classification des isothermes d'adsorption de Giles et al. (1960).....	46
Figure II.4 : Charbon actif en poudre.....	53
Figure II.5 : Charbon actif en grain.....	53
Figure II.6 : Charbon actif extrudé.....	54

Chapitre III

Figure III.1 : Les filtres à sable de la STEP de Baraki.....	62
---	----

Chapitre IV

Figure IV.1 : pH au point de charge nulle du charbon actif.....	71
Figure IV.2 : Influence de la masse du charbon actif sur l'adsorption de la matière organique des eaux usées (COT), $V=20$ ml, temps de contact=120 minutes, vitesse d'agitation=250 tr/min, $pH_{EC} = 7.28$, $pH_{EF} = 7.6$	73
Figure IV.3 : Influence du pH initial de l'eau sur l'adsorption de la matière organique des eaux usées (COT), $V=20$ ml, temps de contact=120 minutes, vitesse d'agitation=250 tr/min, $m_{(EC)}=0.8g$, $m_{(EF)}=0.6g$	74
Figure IV.4 : Influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption de la matière organique sur CA (COT), $V=20$ ml, temps de contact=120 minutes, $m_{(EC)}=0.8g$ $m_{(EF)}=0.6g$, $pH_{(EC)}=6.8$ $pH_{(EF)}=6.5$	75
Figure IV.5 : Influence du temps de contact sur l'adsorption de la matière organique sur CA (COT), $V=20$ ml, temps de contact=180 minutes, vitesse d'agitation=250 tr/min, $pH_{(EC)} = 6.8$, $pH_{(EF)} = 6.5$, $m_{(EC)}=0.8g$ $m_{(EF)}=0.6g$	76
Figure IV.6 : Evolution de la turbidité d'eau traitée par CA en fonction du temps de contact.....	77
Figure IV.7 : Courbes de pseudo-premier ordre de Lagergren pour l'adsorption de la matière organique de l'eau clarifiée sur le CA.....	78
Figure IV.8 : Courbes de pseudo-premier ordre de Lagergren pour l'adsorption de la matière organique de l'eau filtrée sur le CA.....	78
Figure IV.9 : Modèle de pseudo-second ordre pour l'eau clarifiée.....	79

Figure IV.10 : Modèle de pseudo-second ordre pour l'eau filtrée.....	79
Figure IV.11 : Modèle de la diffusion intra particulaire pour l'eau clarifiée.....	81
Figure IV.12 : Modèle de la diffusion intra particulaire pour l'eau filtrée.....	81
Figure IV.13 : isotherme d'adsorption des MO sur le CAG : Eau filtrée.....	82
Figure IV.14 : isotherme d'adsorption des MO sur le CAG : Eau clarifiée	83
Figure IV.15 : Modèle linéaire de Langmuir de l'eau clarifiée.....	84
Figure IV.16 : Modèle linéaire de Langmuir de l'eau filtrée.....	84
Figure IV.17 : Isotherme d'adsorption selon le modèle de Freundlich de l'eau clarifiée.....	85
Figure IV.18 : Isotherme d'adsorption selon le modèle de Freundlich de l'eau filtrée.....	85

Liste des abréviations

BET : Brunauer, Emmet et Teller

CA : Charbon actif

CAG : Charbon actif en grain

CAE : Charbon actif extrudé

CAP : Charbon actif en poudre

COT : Carbone organique total

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours.

DCO : Demande chimique en oxygène.

EC : Eau clarifiée

EF : Eau filtrée

J.O : Journal Officiel

MES : Matière En Suspension

MO : Matières organiques

MRE : Ministère des Ressources en Eau, Algérie

NTU : nephelometric turbidity unit

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

ONA : Office National d'Assainissement.

pH : Potentiel hydrogène.

PH_{pzc} : Le ph de point de charge nulle

REUT : Réutilisation des eaux usée traitée.

SEAAL : société des eaux et d'assainissement d'Alger

STEP : station d'épuration

T°c : Température.

TH : Taux d'humidité (%).

Introduction générale

Introduction Générale

Au cours des 100 dernières années, l'utilisation mondiale d'eau a été multipliée par six et continue d'augmenter rapidement de près de 1% par an en raison de la croissance démographique, du développement économique et de l'évolution de la consommation [1].

A l'heure actuelle, la rareté et l'irrégularité des ressources en eau constitue une problématique préoccupante dans la quasi-totalité des régions de notre pays. Cette situation rend nécessaire l'adoption d'une nouvelle approche intégrée qui tient compte de la gestion de la demande et le recours à l'utilisation des ressources en eaux non conventionnelles (dessalement d'eau de mer et réutilisation des eaux usées épurées).

La réutilisation des eaux usées épurées est une pratique très répandue dans le monde et essentiellement dans les régions affectées par des pénuries de ressources en eau et par le stress hydrique. A cet égard, les eaux usées ne sont plus considérées comme un problème, mais plutôt comme une partie de la solution aux défis auxquels les sociétés doivent faire face aujourd'hui [2].

Devant la rareté de la ressource en eau conventionnelle, l'Algérie ne peut plus se permettre de tourner le dos à la possibilité de réutiliser les énormes quantités d'eaux usées rejetées dans la nature. C'est donc à l'enracinement d'une nouvelle culture de l'eau, qu'il faut s'atteler pour espérer l'émergence d'une mentalité et d'un comportement nouveaux [3].

L'agriculture constitue le plus gros consommateur des ressources hydriques, les pluies, les eaux des barrages et des forages ne suffiront plus pour la satisfaction des besoins, ce qui explique aujourd'hui, l'ambition de l'Algérie de traiter un milliard de mètres cube d'eaux usées pour l'irrigation de 100000 hectares. Pour le moment, l'Algérie consacre 65% de ses ressources hydriques au secteur de l'agriculture [4,5].

Les méthodes classiques de traitement des eaux usées ne répondant pas toujours aux exigences réglementaires et environnementales pour la réutilisation des eaux usées, des procédés dits tertiaires sont mis en place afin d'améliorer les capacités de traitement. Il s'agit de procédés physico-chimiques, avec notamment des procédés membranaires (ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse) ou des procédés d'oxydation avancée (ozonation, peroxyde d'hydrogène, UV). Ces techniques présentent souvent un coût ainsi qu'un bilan environnemental (notion de transfert d'impact) discutable. Cependant, d'autres méthodes existent, moins coûteuse et plus écologique, parmi elles ; la filtration sur sable et l'adsorption sur charbon actif [6].

L'adsorption est une technique largement utilisée dans le domaine de la dépollution. Depuis des siècles, les charbons actifs (CA) sont des adsorbants très utilisés dans plusieurs domaines d'activités domestiques ou industrielles. Ils ont une implication importante dans différents secteurs économiques comme les industries alimentaire, chimique, pharmaceutique, pétrolière, métallurgique et automobile. Les CA ont un très large spectre d'action, qui les rend très efficaces pour adsorber la matière organique et la micropollution dissoute (organique ou inorganique).

Par exemple, les charbons actifs commerciaux permettent d'éliminer la couleur, la pollution dissoute (pesticides, organo-halogènes, hydrocarbures), les odeurs, le goût et le chlore présents dans les eaux, qu'elles soient potables, domestiques et/ou industrielles. Les CA ont un intérêt majeur en effet, ces adsorbants ne génèrent pas de sous-produits contrairement aux autres traitements chimiques d'oxydation. Dans le traitement des eaux, les CAG sont utilisés pour épurer les eaux industrielles ou résiduaires urbaines [7].

L'objectif de notre étude est d'appliquer un traitement tertiaire à des eaux usées issues de la station d'épuration de Baraki Alger. Ce traitement a pour but d'améliorer la qualité des eaux en vue d'une réutilisation en industrie ou dans le secteur urbain. Pour cela nous avons étudié l'adsorption sur charbon actif en grain afin d'éliminer la MO le plus efficacement possible.

Pour ce faire, ce présent travail est subdivisé principalement en deux parties :

La première partie constitue une analyse bibliographique portant sur les différents aspects abordés dans ce mémoire

- Chapitre I : Présente des généralités sur l'eau usée, sa définition, sa composition, ses origines, les paramètres de pollution, les procédés de traitement et la réglementation.
- Chapitre II : présente des notions fondamentales sur l'adsorption, le mécanisme, les facteurs influençant l'adsorption, les cinétiques et les isothermes, et des généralités sur le charbon actif.

La deuxième partie est consacrée au contexte expérimental.

- Chapitre III : Explique le matériel, les produits, ainsi que les méthodes utilisées.
- Chapitre IV : Présente les résultats d'analyses et leurs interprétations.

Le travail est achevé par une conclusion générale résumant les principaux résultats de cette étude.

Partie
Bibliographique

CHAPITRE I

Généralités sur les eaux usées

I. Généralités sur les eaux usées :

I.1 Introduction :

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérés par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être donc traitées avant toute réutilisation ou injection dans les milieux naturels récepteurs [8].

C'est pourquoi, dans un souci de respect de ces différents milieux naturels récepteurs, des traitements d'abattement ou d'élimination de ces polluants sont effectuées sur tous les effluents urbains ou industriels. Ces traitements peuvent être réalisés de manière collective dans une station d'épuration ou de manière individuelle également par des procédés intensifs ou extensifs [9].

Dans le cadre de la réutilisation des eaux usées, nous présenterons dans ce chapitre, les différentes catégories des eaux usées selon leurs origines, leurs caractéristiques ainsi que les différents procédés impliqués dans leur traitement, et les différents secteurs de leur réutilisation.

I.2 Définition des eaux usées :

Les eaux usées ou effluents liquides sont issues des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement, elles sont généralement chargées en matières minérale et organique sous forme dissoutes ou en suspension. Ces effluents englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance [10,11]. La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive des propriétés physico-chimique et biologique, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établit [12].

I.3 Aspect des eaux usées

L'aspect des eaux usées fraîches est celui d'un liquide brun gris avec une odeur typique. Durant leur transport, ces eaux se modifient d'autant plus vite que la température est élevée ; elles deviennent noires et dégagent une odeur d'œufs pourris, signe de la présence d'hydrogène sulfureux (H_2S), et corrosif pour le béton et les aciers des égouts. Environ un tiers des matières contenues dans ces eaux est en suspension et le reste est en solution [13].

I.4 Origine des eaux usées :

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue quatre catégories d'eaux usées :

I.4.1 Les eaux usées domestiques :

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau, elles sont essentiellement porteuses de pollution organique.

Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques,... et en eaux de vanes ; il s'agit des rejets des toilettes chargés de diverses matières organiques azotées, phosphorées et de germes fécaux [14].

A cela on ajoute les eaux usées rejetées par les écoles, les commerces, les restaurants... etc.

I.4.2 Les eaux usées industrielles :

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales. Ces eaux ont une grande variété et peuvent être toxiques pour la vie aquatique, ou pour l'homme [15].

Elles comprennent les rejets liquides résultant de l'utilisation de l'eau dans les processus de fabrication dans différentes industries, les caractéristiques des eaux usées industrielles dépendent du type d'industrie et de la nature des matières premières entrant dans le procédé de fabrication [16].

Elle contient des matières organiques et graisses (industrie agroalimentaire), des hydrocarbures (raffineries), métaux lourds (métallurgie), acides, bases et produits chimiques (industries chimiques, tanneries) et eaux chaudes (circuits de refroidissement des centrales thermiques) [17].

Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, elles sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épuration [18].

I.4.3 Les eaux usées agricoles :

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides, ...).

Le ruissellement conduit à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau et des retenues [19].

I.4.4 Les eaux pluviales et de ruissellement

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toute sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des déchets végétaux, etc... et toute sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides, détergents...etc [20].

L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, ...).En

outre, lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques [18].

Les eaux de pluie sont susceptibles d'entraîner les polluants atmosphériques et de contaminer par infiltration et ruissellement les eaux superficielles et souterraines. Les principaux polluants en cause sont le SO₂, le NO et ses dérivés et les poussières [21].

I.5 Caractéristiques des eaux usées :

I.5.1 Les paramètres organoleptiques :

On cherchera à observer la limpidité de l'eau, sa couleur, son odeur et sa fraîcheur. Ce sont tous les éléments qui ont attrait aux organes sensoriels :

I.5.1.1 L'odeur :

Les eaux d'égout fraîches normales ont une odeur de moisi qui n'est normalement pas gênante, mais après un délai de 3 ou 4 heures, tout l'oxygène dissous présent dans les eaux d'égout est épuisé et il commence à se dégager une mauvaise odeur due au sulfure d'hydrogène et à d'autres composés de soufre produits par les micro-organismes anaérobies.

I.5.1.2 La Couleur :

Les eaux d'égout domestiques sont grises. Au fil du temps, pendant que la putréfaction commence, elles commencent à devenir noires. La couleur des eaux d'égout septiques est plus ou moins noire ou foncée. La couleur des eaux usées industrielles dépend du procédé chimique utilisé dans les industries. Les eaux résiduaires industrielles, une fois mélangées aux eaux d'égout domestiques, peuvent également altérer la couleur [22].

I.5.2 Les paramètres physico-chimiques :

I.5.2.1 La température :

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O₂), dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels,...etc [23].

La température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des micro-organismes vivants dans l'eau [24].

I.5.2.2 Le pH :

Le pH est la mesure de l'activité de l'ion hydrogène dans l'eau. Il est donné par la relation suivante : $\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$, Ce paramètre, qui se mesure sur le terrain avec des bandelettes test ou un appareil (pH-mètre), donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. La détermination de sa valeur dans l'eau usée est importante car l'efficacité de certains traitements dépend entièrement de la plage de pH [16].

I.5.2.3 La conductivité :

Ce paramètre mesure la capacité d'un liquide à transmettre un courant électrique à une température précise ; la mesure de la conductivité de l'eau nous permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium...).

Elle dépend de la quantité d'ions présents dans l'eau, leurs valences, leur mobilité et la température de l'eau. Elle nous renseigne donc sur le degré de minéralisation de l'eau, elle s'exprime en micro siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) [25,26].

I.5.2.4 Les matières en suspension :

Les matières en suspension sont exprimées en mg/l .Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques [27].

Ce sont des matières biodégradables pour la plupart. Les micro-organismes sont le plus souvent adsorbés à leur surface et sont ainsi « transportés » par celles-ci. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble et une mauvaise odeur. Ces MES peuvent être éliminées par décantation. C'est une étape simple et efficace pour réduire la charge organique et la teneur en germes pathogènes des eaux usées [28].

I.5.2.5 La turbidité :

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale [29].

Elle s'exprime en unité de turbidité néphélométrique (NTU)

NTU < 5 => Eau claire

5 < NTU < 30 => Eau légèrement trouble

NTU > 50 => Eau trouble

I.5.2.6 L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu [30].

En dessous d'un certain seuil de concentration en oxygène c'est l'asphyxie des poissons. L'oxygène de l'eau permet également le processus d'oxydation des matières organiques (autoépuration), mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène [31].

Ce paramètre représente la quantité d'oxygène dissous dans l'eau en milligramme par litre ($\text{mg O}_2/\text{L}$), sa détermination est importante car elle permet de réguler les systèmes d'aération des procédés de traitement biologiques [16].

I.5.2.7 La Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO caractérise la pollution organique biodégradable, c'est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pour la dégradation de la matière organique dans les conditions d'incubation à 20°C à l'obscurité en 5 jours, exprimée en mg/l [32].

Pour être complète, l'oxydation biologique demande un temps de 21 à 28 jours, on obtient alors la DBO ultime.

I.5.2.8 Demande chimique en oxygène DCO

La DCO caractérise la pollution organique et minérale. Sa détermination consiste à mesurer la quantité d'oxygène (mg/L) nécessaire pour dégrader l'ensemble des matières oxydables (quelle que soit leur origine), biodégradables ou non [33].

I.5.2.9 Le carbone organique total :

C'est la quantité de composés organiques (naturels ou de synthèse) présents dans les eaux résiduaires.

Le (COT) est déterminé par oxydation thermique catalysée ou par photo-oxydation. Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on obtiendra le carbone organique dissous (COD) ou le carbone organique total (COT). Cette mesure peut permettre de faciliter l'estimation de la demande en oxygène liée aux rejets et d'établir éventuellement une corrélation avec la DBO et la DCO.

Le principe de la mesure repose sur l'oxydation des composés carbonés contenus dans l'eau en les transformant en dioxyde de carbone (CO₂) qui est ensuite dosé à l'aide d'un analyseur infrarouge. Le carbone d'origine inorganique étant éliminé préalablement par dégazage en milieu acide, la détermination conduit directement à la teneur en carbone organique de l'échantillon [34].

I.5.2.10 Substances azotées

Ce paramètre caractérise les différentes formes d'azote présentes dans les eaux usées. C'est à dire l'azote réduit ou kjeldhal (NTK) et l'azote oxydé sous forme de nitrites NO₂⁻ et de nitrates NO₃⁻. Le NTK comprend l'azote ammoniacal et l'azote organique. L'azote organique étant lui-même composé d'azote organique particulaire et d'azote organique soluble total [35].

- Azote global = Azote de kjeldahl + Nitrites + Nitrates ;

- Azote Kjeldahl (NK) = Azote ammoniacal + Azote organique ;

L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH₃ et l'ammonium NH₄⁺, dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température.

L'ammonium est souvent dominant ; c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal ; en milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrites puis en nitrates ; ce qui induit une consommation d'oxygène [36].

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau, ces nitrates ne sont pas toxiques ; mais des teneurs élevées provoquent une prolifération algale qui contribue

à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrates [37].

I.5.2.11 Composés phosphorés

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Les composés phosphorés ont deux origines, le métabolisme humain et les détergents. Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions ortho-phosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates avec des molécules organiques. Les ortho-phosphates correspondent au groupement PO_4^{3-} , leur présence dans les eaux usées est souvent liée à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration [38].

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Le rejet dans le milieu récepteur est une cause essentielle de son eutrophisation. Il est dosé sous forme d'ions Ortho-phosphate par des méthodes colorimétrique. La minéralisation préalable de l'échantillon permet de transformer l'ensemble des formes du phosphore en Ortho-phosphates.

La teneur en P peut s'exprimer en (mg /l) de PO_4 ou de P_2O_5 . $1\text{mg/l PO}_4 = 0,747 \text{ mg/L P}_2\text{O}_5 = 0,326 \text{ mg/l P}$ [39].

I.5.3 Les Paramètres Bactériologiques :

Les eaux usées sont fortement chargées en contaminants biologiques divers, les concentrations de ces derniers sont variables d'un micro-organisme à l'autre, certains sont pathogènes, d'autres non. Dans ce cadre on traite ceux qui sont pathogènes et qui présentent des dangers sanitaires [40].

I.5.3.1 Les virus :

Ils sont des agents pathogènes, d'une taille trop petite, lorsqu'une cellule s'attaque par un virus elle devient un amas granuleux de nouveaux virus qui infectent les autres cellules saines [41].

I.5.3.2 Les Bactéries :

Les bactéries sont couramment recherchées dans l'eau, principalement comme témoins de contamination fécale. L'OMS en 1979 a choisi plusieurs témoins répondant à certaines exigences, il s'agit des coliformes et des streptocoques fécaux :

- **Les coliformes totaux :** constituent un groupe de bactéries qui se trouvent fréquemment dans l'environnement, ainsi que dans les intestins des mammifères, dont les êtres humains. Elles sont capables de se développer à 37°C , elles n'entraînent en général aucune maladie, mais leur présence indique que l'eau peut être contaminée par des micro-organismes plus nuisibles.
- **Les coliformes fécaux :** Les coliformes fécaux ou « coliformes thermotolérants » sont un sous-groupe des coliformes fécaux, renferme toutes les espèces bactériennes faisant partie de la famille des Enterobacteriaceae qui sont aérobies où anaérobies facultatives, à Gram négatif, en forme de bâtonnet, sont capables de se développer à 44°C [34].
- **Streptocoques fécaux :** Ce sont des bactéries pathogènes, presque toujours liées à la contamination fécale. Les entérocoques résistent beaucoup aux substances aseptiques qui devraient empêcher leur croissance.

Toutefois, d'une façon générale les concentrations en streptocoques fécaux sont, dans les milieux naturels autres que ceux spécifiquement pollués par le bétail, inférieures à celles des coliformes fécaux. Il faudra tenir compte de cette différence de concentration (que l'on peut évaluer à un rapport de 1 à 2 ou 4) dans le choix des prises d'essai [8]. Le genre *Streptococcie* est vaste et divers, de sorte qu'il est difficile de classer ces bactéries de façon satisfaisante [39].

I.5.3.3 Helminthes

Ce sont des vers parasites internes du tube digestif de l'homme, ils sont fréquemment rencontrés dans les eaux usées et le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 à 103 par litre.

Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires [42].

I.6 Traitement des eaux usées :

Le traitement des eaux usées est l'ensemble des procédés visant à dépolluer l'eau usée avant son retour dans le milieu naturel ou sa réutilisation. L'objectif est de minimiser l'impact de ces eaux sur l'environnement.

I.6.1 Définition d'une station d'épuration (STEP)

C'est une installation destinée à épurer les eaux usées avant le rejet dans le milieu naturel. Le but du traitement est de séparer l'eau des substances indésirables pour le milieu récepteur.

Une station d'épuration est généralement installée à l'extrémité d'un réseau de collecte. Elle peut utiliser plusieurs principes, physiques et biologiques. Le plus souvent, le processus est biologique car il fait intervenir des bactéries capables de dégrader les matières organiques.

Une station d'épuration est constituée d'une succession de dispositifs, conçus pour extraire en différentes étapes les différents polluants contenus dans les eaux. La pollution retenue dans la station d'épuration est transformée sous forme de boues [43].

I.6.2 Procédés d'épuration des eaux usées :

Dans la majorité des cas, le traitement des eaux usées est réalisé en quatre étapes distinctes. Il s'agit du prétraitement, traitement primaire, traitement secondaire et traitement tertiaire.

I.6.2.1 Prétraitement :

Les prétraitements ont pour objectif d'éliminer les éléments les plus grossiers, qui sont susceptibles de gêner les traitements ultérieurs et d'endommager les équipements. Il s'agit des déchets volumineux (dégrillage), des sables et graviers (dessablage) et des graisses (désuilage). Ce sont de simples étapes de séparation physique, ils génèrent beaucoup de déchet [44].

Les dispositifs de prétraitement physique sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre à l'aval. Il comporte 3 parties principales.

➤ **Le dégrillage :**

Les eaux usées passent au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les matières les plus volumineuses [45].

Le dégrillage a pour objectif :

- L'élimination des déchets volumineux.
- La protection de la station de traitement

Selon l'écartement entre les barreaux, on distingue trois types de dégrilleurs :

- dégrilleur fin : dont l'écartement est inférieur à 10mm.
- dégrilleur moyen : écartement de 10 à 40mm.
- dégrilleur grossier : écartement supérieur à 40mm [41].

➤ **Dessablage :**

Il débarrasse les eaux usées des sables par sédimentation. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessableur » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage [45].

Cette opération est indispensable pour éviter le colmatage des canalisations, surtout si elles sont enterrées et protéger les équipements à pièces tournantes de la corrosion (axe de chaînes, rotors de centrifugeuse, pompes de relèvement, etc.) [46].

➤ **Déshuilage- dégraissage :**

La dernière étape de prétraitement est le dégraissage-déshuilage. Il se base sur la réduction de la vitesse d'écoulement des eaux afin de faire flotter les graisses et les produits de densité légèrement inférieure à l'eau. Cette flottation est accélérée par l'injection de microbulles d'air par le fond. Les graisses sont ensuite raclées en surface. Cette technique permet d'éliminer 80 à 90% des graisses et matières flottantes [40].

De nombreuses stations utilisent des dessableurs-déshuileurs combinés.

Dans la majorité des STEP, on a besoin de construire une station de relèvement, parce que les eaux usées collectées arrivent à un niveau plus bas que les installations de traitement. Le relèvement des eaux s'effectue grâce à des pompes centrifuges ou à des vis d'Archimède [47].

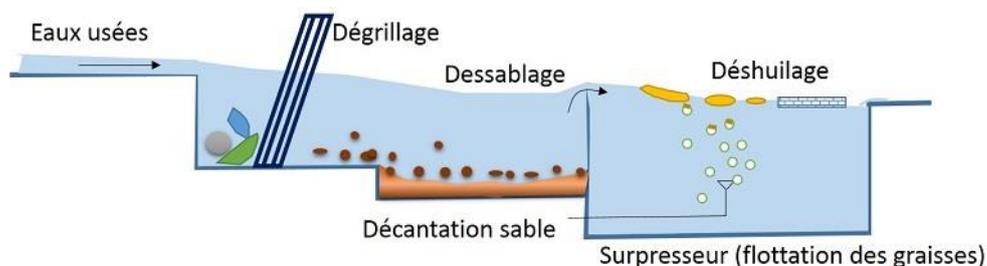


Figure I.1 : Prétraitement des eaux usées [133]

I.6.2.2 Traitement primaire :

Le traitement primaire consiste en une circulation lente de l'eau usée dans de grands bassins circulaires afin de laisser le temps aux matières en suspension de précipiter dans le fond du réceptacle [48]. Le choix de la technique dépendrait également de la densité et de la taille des particules solides. L'élimination des particules solides est essentielle car celles-ci risquent de s'accumuler dans les pipelines, les pompes et les unités de traitement ultérieures, perturbant ainsi le fonctionnement de l'installation de traitement des effluents [49].

On fait appel à des procédés physiques (décantation) et des procédés physico-chimiques (la coagulation-floculation) :

➤ La Décantation

La décantation est la méthode la plus fréquente de séparation de MES et des colloïdes, un procédé qu'on utilise dans, pratiquement, toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Son objectif est d'éliminer les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau par gravité. La vitesse de décantation est en fonction de la vitesse de chute des particules, qui elle-même est en fonction de divers autres paramètres parmi lesquels : grosseur et densité des particules. La décantation primaire élimine 50 à 55% des matières en suspension et réduit de 30% environ de la DBO [46].

➤ Coagulation-floculation

Si les particules sont très fines (colloïdales), ils peuvent rester en suspension dans l'eau très longtemps, ces derniers n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour les éliminer, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation qui ont pour but de déstabiliser les particules en suspension et faciliter leur agglomération. Par l'injection des réactifs tels que : (le sulfate d'alumine, le sulfate ferrique) pour coagulation et pour la floculation on trouve : les floculant minéraux, les floculant organiques [50].

Les performances de la décantation primaire peuvent être améliorées en réalisant ce traitement. Cette démarche permet d'éliminer jusqu'à 90 % des matières en suspension et 75 % de la DBO.

I.6.2.3 Traitement secondaire :

L'effluent sortant du traitement primaire contient une fraction de MES initiales et quasiment toute la pollution dissoute, qu'elle soit organique ou inorganique. L'objectif du traitement secondaire est de réduire significativement la fraction organique, dissoute ou en suspension, de l'effluent. Cet objectif peut être réalisé soit par un traitement physico-chimique soit par un traitement biologique [51].

Les traitements biologiques constituent le mode classique d'épuration de la pollution organique des eaux. Les techniques d'épuration biologique reposent sur les conditions qui permettent à la flore bactérienne de se développer et d'assurer la dégradation de la matière organique polluante, qui est ainsi éliminée dans la mesure où elle sert d'aliment aux bactéries. Le recourt à l'épuration biologique des eaux dépend de la biodégradabilité des polluants [52]. Plus récemment, le traitement biologique de l'azote a été intégré à cette étape, et de la même manière, le traitement des phosphates commence aussi.

Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique, on distingue :

➤ **Procédés biologiques intensifs**

Ce sont des systèmes d'épuration classiques qui occupent peu d'espace et consomment de l'énergie. En plus, ils ont un coût d'installation et de fonctionnement élevé.

On distingue les systèmes de traitement par boues activées, lits bactériens, disques biologiques..

• **Bassin d'aération :**

Le procédé consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de floc, dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) et alimenté en eau à épurer. Dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des floccs bactériens et de l'eau usée (liqueur mixte). L'aération peut se faire à partir de l'oxygène de l'eau, du gaz enrichi en oxygène par (le brassage, l'injection d'air comprimé, voire même d'oxygène pur), elle a pour but de dissoudre ce gaz dans la liqueur mixte, afin de répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies.

Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé aussi décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues ; une partie de ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices ; l'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues.

Les boues activées constituent le traitement biologique aérobie le plus répandu [53,54].

Dans le bassin d'aération les micro-organismes s'agglomèrent sous forme de floccs et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes [55]

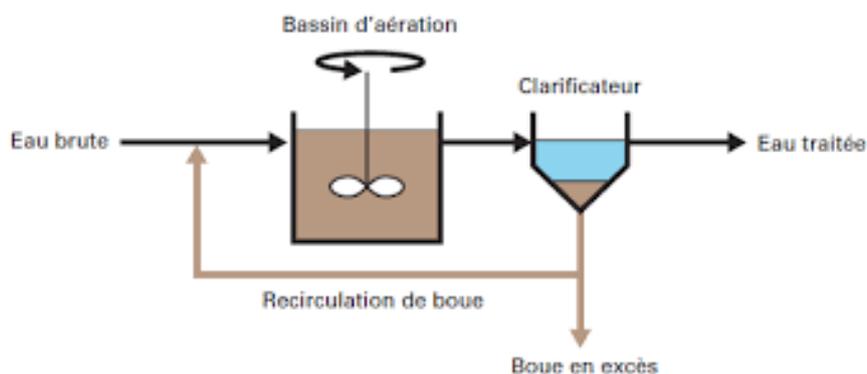


Figure I.2 : Schéma simplifié d'un système à boues activées [56]

• **Lits bactériens :**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, sortant du traitement primaire, sur une masse de matériau (naturel ou plastique) de grosse granulométrie servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film épais. L'oxygène nécessaire au métabolisme aérobie est fourni par tirage naturel ou par ventilation forcée [57].

L'eau s'écoule en gravitaire sur un réacteur à garnissage sur lequel se développe la biomasse. Les substances contenues dans l'eau usée qui ruisselle sur le garnissage sont piégées par le biofilm puis dégradées par la biomasse fixée. Périodiquement, des plaques de biofilm se détachent du garnissage et sont entraînées avec l'eau.

En sortie du lit bactérien, l'eau passe dans un clarificateur où elle est séparée des boues, constituées des fractions détachées de biofilm, par décantation. L'oxygénation de la biomasse se fait par circulation naturelle de l'air à travers le garnissage et par diffusion de l'oxygène à travers le biofilm. La performance du lit bactérien dépend donc essentiellement de la qualité du garnissage qui se caractérise par sa surface développée, qui conditionne la quantité de biomasse par unité de volume, et le volume de vide, qui favorise la circulation de l'air [58].

- **Disques biologiques :**

Ils ont un diamètre de 1 à 3m, sont espacés de 20mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr/mn⁻¹.

C'est un procédé de traitement biologique à cultures fixées. Le réacteur biologique est constitué de plusieurs disques minces en plastique montés sur un axe horizontal. Les micro-organismes responsables de la dégradation de la matière organique sont fixés naturellement sur les disques et forment un biofilm d'une épaisseur d'environ 1 à 4mm.

Environ 40% de la surface des disques est immergée.

Le mouvement rotatif des disques autour de l'axe expose alternativement la biomasse à l'atmosphère et aux eaux usées permettant ainsi l'aération et le mélange des eaux usées. Les forces de cisaillement créées par le mouvement de rotation limitent l'épaisseur du biofilm et entraînent un détachement de la biomasse excédentaire, qui est ensuite séparée de l'effluent au moyen d'un décanteur secondaire.

Une étude comparative sur l'élimination de la pollution dissoute carbonée et azotée d'eau usée urbaine a été effectuée simultanément sur deux pilotes : Un lit bactérien et un réacteur à biodisque. Les résultats montrent une intensification des réactions d'épuration sur lit bactérien où un temps de séjour inférieur à 15 minutes permet une élimination de plus de 65% de la DCO, 90% de la DBO5 et 80% de l'azote ammoniacal, des valeurs analogues de rendement sur les biodisques nécessitent un temps de séjour supérieur à 3 heures [59].

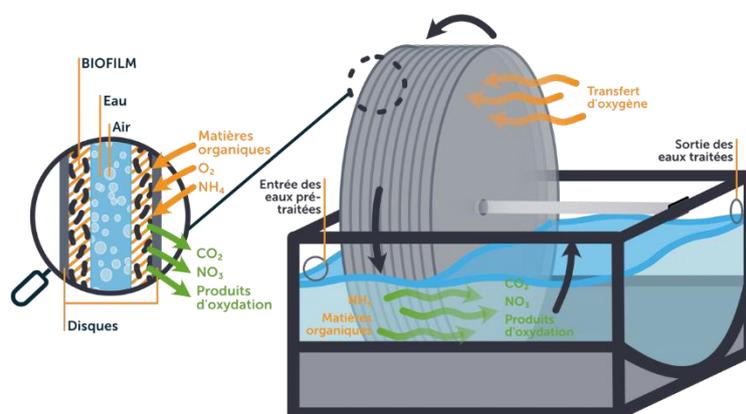


Figure I.3 : Schéma de fonctionnement des disques biologiques [134]

➤ **Procédés biologiques extensifs :**

Ils reposent sur les phénomènes de l'autoépuration naturelle et ils demandent une faible énergie mais nécessitent, en revanche, de grandes superficies et de longs séjours des eaux usées. Du point de vue économique, ils sont moins coûteux. Ce sont le lagunage, l'épandage, etc.

• **Lagunage :**

Le lagunage repose sur le phénomène d'autoépuration qui est un processus biologique naturel par lequel les polluants organiques vont être dégradés sous l'effet des microorganismes naturellement présents dans le milieu récepteur. Son importance dépend de ces microorganismes (bactéries, algues), des possibilités d'oxygénation, de la température et de la lumière [47].

Le lagunage consiste en une succession de bassins peu profonds et généralement rectangulaires. Le premier bassin est généralement une lagune dans laquelle a lieu la dégradation de la pollution organique par les bactéries présentes. Le second bassin permet la décantation des boues biologiques. L'eau est enfin envoyée dans la troisième lagune afin d'en affiner sa qualité à l'aide de macrophytes qui permettent la diminution de la concentration en azote et en phosphore [6].

Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 % à 90 % de la DBO, 20 % à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante de germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année.

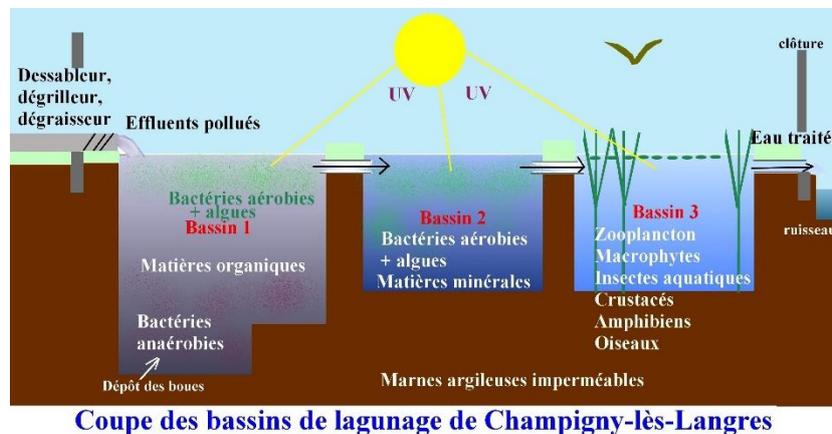


Figure I.4 : principe de fonctionnement de lagunage [135]

I.6.2.4 Traitement tertiaire :

Les eaux épurées sont souvent rejetées dans le milieu naturel à la fin du traitement secondaire. Toutefois, elles peuvent quelque fois faire l'objet d'un traitement complémentaire ou « affinage » dans le but, soit d'une réutilisation à des fins industrielles ou agricoles, soit de la protection du milieu récepteur pour des usages spécifiques

De nombreuses études sont menées afin de proposer des traitements tertiaires permettant d'éliminer les composés restant après le traitement secondaire, ces composés peuvent être des

métaux, des composés organiques non-biodégradables, des micro-organismes pathogènes ou encore des odeurs apparues durant le traitement secondaire.

Ils sont généralement éliminés par ozonation, coagulation/floculation, filtration par membrane, adsorption (carbone activé ou échange d'ions) ou encore désinfection par chloration, ultraviolets ou bioxyde de chlore (ClO₂).

Leur rendement est en général très satisfaisant puisque ces procédés permettent d'abattre de 75 à 95 % de la DCO restante après le traitement secondaire, jusqu'à 97 % des composés aromatiques et 98 % de la couleur [60,61].

➤ **La Désinfection :**

Elle est nécessaire lorsque les eaux usées traitées sont rejetées dans un milieu aquatique à usage balnéaire (plages, zones d'activités nautiques ou touristiques...) pour éliminer les germes pathogènes et pour diminuer le risque de contamination humaine, car une épuration classique n'élimine pas la pollution bactériologique

Les techniques classiques qui sont utilisées : chloration, ozonation ou irradiation par rayonnement ultraviolet (UV) [47].

On ajoute le plus souvent du chlore en sortie de la station d'épuration dans un bassin de contact ou on traite aux ultraviolets.

➤ **La Filtration :**

La filtration est le processus qui consiste à séparer les solides en suspension ou dissous d'un fluide lors de son écoulement à travers un milieu poreux, un film biologique va emprisonner et métaboliser les composés organiques dans l'eau. La filtration est très efficace pour éliminer les bactéries, les matières organiques, les kystes, les ovules et les virus sont efficacement éliminés de l'eau filtrée. La sélection des filtres pour éliminer les particules solides est basée sur des paramètres de filtre tels que la taille des solides en suspension qu'on veut éliminer, la distribution des formes et la concentration [62,63].

➤ **Adsorption :**

L'adsorption est un processus physique ou chimique, au cours duquel une substance adsorbée (adsorbat) vient se lier à la surface d'un matériau (adsorbant) par des liaisons qui peuvent être de différentes natures. La famille la plus utilisée est celle des charbons actifs obtenus à partir d'un ensemble assez large de matériaux carbonés comme le bois, le charbon ou la noix de coco [64]. Ils sont caractérisés par une surface très poreuse (surface spécifique entre 400 et 2000 m²/g), permettant une surface de contact très élevée par rapport à l'encombrement du matériau [65].

Il est intéressant pour l'élimination de certaines molécules résistantes aux traitements biologiques, bien souvent lorsque la STEP accueille des eaux industrielles. Il permet par exemple d'enlever les molécules organiques, telles que celles des colorants et des produits phénoliques [66,67].

I.6.3 Traitement des boues :

Tout traitement d'épuration conduit à la production de boues. Ces boues sont constituées de matière organique plus ou moins minéralisée, de matière minérale issue de l'effluent, de bactéries et de leurs résidus. Le traitement de ces dernières consiste en la réduction de leur volume, la réduction de leur caractère fermentescible et de leur hygiénisation [68].

I.6.3.1 Origine et composition des boues :

Selon leur origine, les boues ont une composition différente qu'elles proviennent d'un traitement d'eau potable, d'un procédé physico-chimique ou biologique, d'une eau usée urbaine ou industrielle. La nature de la boue est donc liée à la composition de l'effluent traité, et aussi aux techniques de traitement utilisées [69].

On distingue :

- **Les boues primaires :** Ce sont les dépôts récupérés par une simple décantation des eaux usées (dans les décanteurs par exemple). Elles présentent des concentrations élevées en matières minérales (sable, terre...) mais aussi en matière organique boueuse physico-chimique.
- **Les boues biologiques :** Cette expression désigne les boues qui résultent d'un traitement dit "biologique" ; par l'oxygénation vigoureuse du milieu par des aérateurs ou suppresseurs (elles sont en grande partie constituées de cadavres de microorganismes aérobies).
- **Les boues physico-chimiques :** elles ressemblent aux boues primaires sauf que durant le traitement de l'eau usée, il a été rajouté un réactif (sels de fer, d'aluminium, et autres agents flocculants) pour agglomérer les fines particules et améliorer la décantation.

On distingue aussi :

- **Les boues mixtes :** constituées d'un mélange de boues primaires et secondaires, elles proviennent de la plupart des stations de traitement complètes.
- **Les boues d'aération prolongée :** obtenues sans décantation primaire avec des matières polluantes intensivement aérées. Les boues sont peu concentrées, moins organiques et donc moins susceptibles de produire des nuisances [70].

I.6.3.2 Les étapes de traitement des boues :

➤ L'épaississement :

C'est le premier stade de traitement des boues. Son principe consiste à enlever une partie plus ou moins importante de l'eau contenue dans les boues. L'épaississement peut être gravitaire, ou s'effectuer par flottation, par égouttage ou par centrifugation. Il a pour objectif de réduire le volume des boues brutes et d'augmenter la concentration des matières (3 à 8% de siccité selon les techniques utilisées).

L'épaississement facilite en particulier les traitements ultérieurs [71].

➤ **La stabilisation :**

La stabilisation des boues est une fermentation contrôlée, dont le rôle essentiel est de détruire une partie des matières organiques des boues et de stabiliser ces dernières [72].

Il existe divers types de stabilisation des boues :

- biologique aérobie ou anaérobie (à température ambiante ou thermophile) ;
- chimique (ajout de flocculant tels que le chlorure ferrique utilisé avec de la chaux, ou addition de polyélectrolytes) ;
- thermique [71].

➤ **Conditionnement des boues**

Le conditionnement des boues est obtenu par l'application de plusieurs principes physiques, chimiques et thermiques. Il a pour but d'assurer la floculation de la boue pour faciliter le drainage, la filtration ou la centrifugation, ce qui optimise la déshydratation.

Le conditionnement des boues le plus utilisé est soit chimique, soit thermique.

- **Conditionnement chimique**

Le conditionnement chimique peut être réalisé au moyen des réactifs minéraux (sels de fer ou d'aluminium et chaux) ou au moyen de polyélectrolytes organiques synthétiques.

Le conditionnement par réactifs minéraux conduit à la formation d'un floc relativement fin et stable. Ce type de conditionnement est très particulièrement adapté à la déshydratation par filtration, alors que le conditionnement par polyélectrolytes conduit à la formation de floccs volumineux assez fragiles.

Ce type de conditionnement est utilisé en particulier dans le cas d'une centrifugation ou de filtres à bandes presseuse.

- **Conditionnement thermique**

Le conditionnement thermique est particulièrement adapté aux grandes stations équipées de digesteurs anaérobies et des installations de déshydratation mécanique par filtres press.

Cette technique de conditionnement entraîne la perturbation de la structure hydrophile et favorise les réactions chimiques, ce qui induit une importante rétention d'eau, de plus de 50%, avec une très nette amélioration de l'aptitude des boues à la déshydratation mécanique [71].

Cette technique consiste en un échauffement de la boue à une température comprise entre 150 et 210°C pendant un temps de cuisson variant de 30 à 60 minutes [72].

➤ **Déshydratation des boues :**

La déshydratation des boues constitue la deuxième étape de réduction du volume des boues. Elle s'opère sur des boues épaissies, stabilisées ou non, en vue d'une élimination plus ou moins poussée de leur humidité résiduelle de manière à les rendre soit pelletables (siccité de 16-30%),

soit solides (siccité supérieure à 30%). Plusieurs techniques de déshydratation ont été mises en œuvre sur des boues urbaines préalablement conditionnées [71].

Cette opération permet de poursuivre l'opération d'épaississement jusqu'à un état pâteux. Elle se fait couramment par des moyens mécaniques tels que la décanteuse centrifuge, le filtre à bande ou le filtre-presse à plateaux. Ces techniques exigent l'ajout de polymère, ou encore de chaux et de chlorure ferrique dans le cas des filtres à plateaux [32].

I.7 Normes de rejet des eaux usées :

I.7.1 Normes de rejet internationales :

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser et une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est Respectée pour un paramètre donné. Une norme est fixée par une loi, une directive ou un Décret de loi. Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé (OMS) pour les eaux usées :

Tableau I.1 : Normes de rejet internationales

Caractéristiques	Unité	Normes de rejet (OMS)
pH	/	6,5- 8,5
DBO ₅	mg/l	<30
DCO	mg/l	<90
MES	mg/l	<20
NH ₄ ⁺	mg/l	<0.5
NO ₂ ⁻	mg/l	1
NO ₃ ⁻	mg/l	<1
P ₂ O ₅	mg/l	<2
Température	°C	30
Couleur	/	Incolore
Odeur	/	Inodore

I.7.2 Normes de rejet appliquées en Algérie

Les normes algériennes sont inspirées des normes (OMS), mais avec spécificité des besoins en eau en Algérie ; selon le décret exécutif n°.06. 141. Du rabie al aouel 1427, qui correspond au 19 avril 2006, le tableau (I.2), résume les principaux paramètres :

Tableau I.2 : Normes de rejet en Algérie

Caractéristiques	Unités	Normes de rejet
Température	°C	30
pH	/	6.5 – 8.5
DBO ₅	mg/l	35
DCO	mg/l	120
MES	mg/l	35
Azote total	mg/l	30
Phosphates totale	mg/l	10
Huiles et graisses	mg/l	20
Détergents	mg/l	02
Hydrocarbures totaux	mg/l	10

I.8 Valorisation des eaux usées épurées :

Les pays méditerranéen, les pays en voie de développement et les régions arides sont particulièrement vulnérable au stress hydrique dont la plupart souffrent des changements globaux actuels comme l'érosion de la diversité, le changement climatique, la croissance démographique, l'industrialisation et plus précisément l'accroissement de la dégradation des ressources en eau (surexploitation, pollution, salinisation, ...) [73].

Afin de réduire l'écart entre approvisionnement et demande, les pays où l'eau est rare ont été contraints à recourir aux ressources hydriques non conventionnelles pour améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau, réduire les pertes et augmenter le recyclage [74].

Les eaux usées après traitement peuvent être utilisées dans divers secteurs, à savoir :

I.8.1 Le secteur agricole :

Le secteur agricole est le plus gros consommateur d'eau dans la mesure où ces prélèvements représentent environ 70% de l'ensemble des prélèvements au niveau mondial, considérant que 10% sont affectés à l'usage domestique et 20% à l'industrie. L'eau est réutilisée essentiellement pour l'irrigation qui permet d'augmenter les rendements et de récolter des produits de la terre dans des zones où elles ne seraient pas adaptées [74].

I.8.2 Le secteur industriel :

L'activité industrielle occupe une place importante en termes de consommation d'eau pour des applications très diverses, c'est pour cela que certaines activités industrielles sont de bons candidats pour réutiliser des eaux usées traitées [77]. L'eau est utilisée dans de nombreuses applications industrielles, comme fluide caloporteur pour la production de chaleur et le refroidissement ou comme fluide de lavage, de nettoyage et de procédés [78].

I.8.3 Le secteur urbain et périurbain :

Les usages possibles sont nombreux et comprennent l'arrosage des parcs publics ou des terrains de golf, l'eau pour les chasses d'eau dans des complexes sportifs ou commerciaux, le lavage des voiries, le lavage des voitures, la lutte contre les incendies et même la production de neige artificielle [79].

Chaque projet de réutilisation des eaux usées (REUSE) demande de bien identifier l'objectif recherché (potabilisation, recharge de nappes, irrigation...) pour choisir la filière de traitement adéquate en accord avec la législation [75,76].

Tableau I.3 : modes de traitement recommandés en fonction du type de réutilisation des eaux usées [141].

Mode de réutilisation	Traitement extensif	Traitement intensif
1. Irrigation de culture bien définie (arbres fruitiers, forêts, prairies)	E.1. Bassin de stabilisation en série ou lagune aérée, marais, infiltration-percolation	I.1. Traitement secondaire par boues activées ou filtre biologique avec ou sans désinfection
2. Irrigation de cultures sans restrictions, légumes consommés crus	E.2. même chose que (E.1), avec étapes de désinfection finale réservoirs de stockage	I.2. même chose que (I.1) avec filtration et désinfection
3. Utilisation urbaine pour l'irrigation de parcs, de terrains de sport, terrains de golf	E.3. même chose que (E.2)	I.3. même chose que (I.2) l'étape de filtration est recommandée en cas d'accès libre pour le public
4. Restauration des nappes phréatiques	E.4. même chose que (E.2) et filtration dans le sol vers l'aquifère	I.4. même chose que (I.2) avec élimination des nutriments (si nécessaire)
5. Réseaux doubles pour recyclage des eaux grises en immeubles	E.5. non applicable	I.5. même chose que (I.3) avec filtration sur charbon actif ou filtration sur membrane et désinfection
6. Utilisation directe ou indirecte dans le réseau d'eau potable	E.6. non applicable	I.6. traitement secondaire, tertiaire et quaternaire avec charbon actif, filtration sur membrane et désinfection poussée

I.9 Réutilisation des eaux usées dans le monde :

A l'échelle mondiale la réutilisation des eaux usées s'est fortement accélérée durant la dernière décennie. Des croissances de 10 à 30% par an ont été observées en Europe, aux Etats Unis et en Chine et de plus de 40% en Australie. On estime qu'actuellement, 1,5 à 1,7 millions de m³ d'eau par jour sont respectivement réutilisés en Californie, en Floride, au Mexique, en Chine.

Le potentiel de développement reste considérable puisqu'on estime que seulement 5% des eaux usées traitées, à l'échelle du globe, sont actuellement réutilisées ce qui représente tout de même un volume de 7 milliards de m³ d'eau par an, à comparer à une demande d'eau globale qui se situerait autour de 4000 milliards de m³. La figure (I.5) ; ci-après donne quelques éléments quantitatifs sur les volumes les types d'utilisation dans différentes régions du monde.

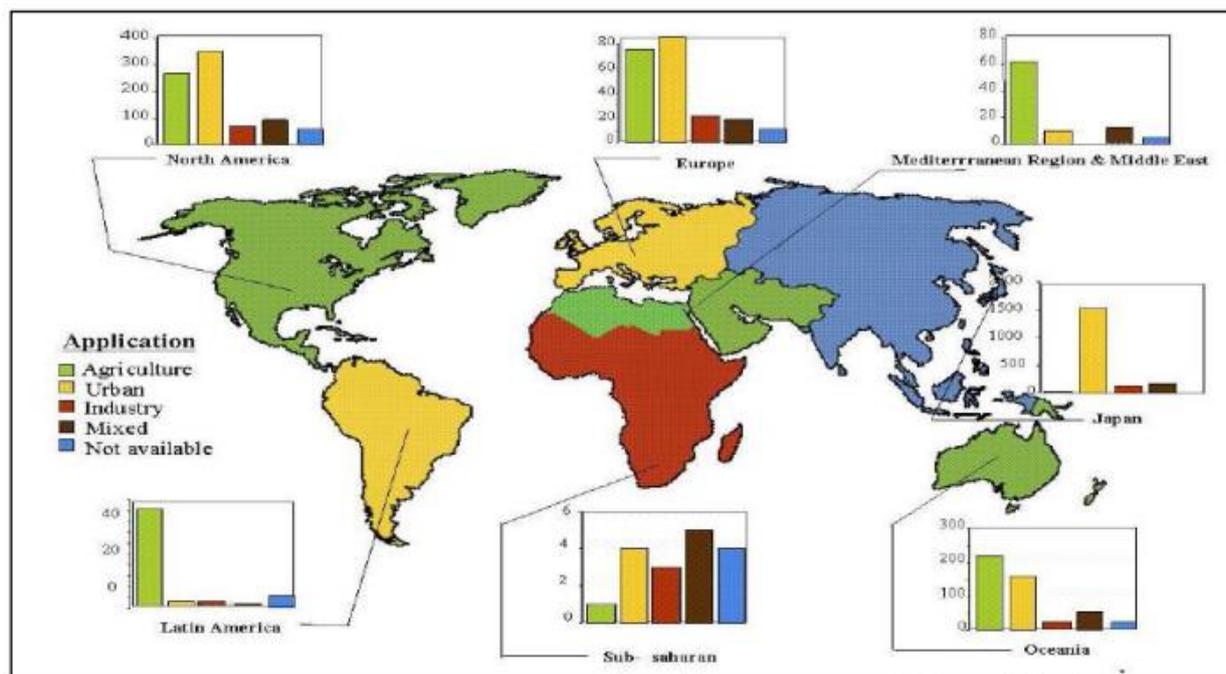


Figure I.5 : La réutilisation des eaux usées épurées dans les différentes régions du monde [142].

I.10 Réutilisation des eaux usées en Algérie :

La réutilisation des eaux usées non traitées est formellement interdite par la loi n°83-03 du 5 février 1983, relative à la protection de l'environnement et la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983, portant le code des eaux. Les valeurs maximales de rejets d'effluents liquides par les établissements industriels sont définies par le décret 93-160 du 10 juillet 1993 qui charge également les Inspections de l'Environnement des wilayas (IEW) d'effectuer les contrôles.

Selon les résultats de l'enquête, il se distingue deux types de réutilisations des eaux usées dont les réutilisations domestiques et industrielles (3,1 millions de m³/an) et les réutilisations pour l'irrigation des grands et petits périmètres agricoles (3,4 millions de m³/an) (tableau I.4).

Tableau I.4 : Répartition de l'eau utilisée par usages [5].

Usages	Utilisation (2012) (millions de m ³ /an)	2030 (millions de m ³ /an)
Usage domestique et industriel	3.1	4.2 - 4.6
Irrigation (Grands et petits périmètres)	3.4	7,8 - 8,2
Total	6.5	12 – 12.8

I.10.1 Réutilisation pour l'irrigation :

La réutilisation des eaux usées en agriculture est une pratique qui date des temps anciens. Selon le MRE, dès les années 1990, des programmes de réalisation et de modernisation d'ouvrages de traitement destinés à la réutilisation des eaux usées en irrigation ont été mis en œuvre [5]. Le ratio entre la réutilisation des eaux usées et l'affectation des ressources permet d'estimer la contribution de la réutilisation des eaux usées en irrigation. Cette contribution est de 13.37% dans le cas de la région hydrographique Chelif Zahrez, de 21.4% dans la région hydrographique Constantine-Seybousse-Mellegue, et de 34.92 % dans la région hydrographique Oranie-Chott-Chergui.

Cette dernière est déficitaire en pluviométrie par rapport aux autres régions du Nord algérien (400 mm/an environ). La composante réutilisation des eaux usées en irrigation devient même prépondérante avec un ratio de 45%, voire 100% dans le cas du périmètre de Mléta dans la région de l'Oranie de l'Ouest algérien [80,81].

Par ailleurs, la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau conventionnelle. Parmi les stations d'épurations exploitées par l'ONA à travers les 43 wilayas, quelques stations sont concernées par la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture. En 2011, le volume réutilisé est estimé à 17 millions de m³/an, afin d'irriguer plus de 10 000 hectares de superficie agricoles. En effet ce potentiel de réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles a connu une évolution significative où environ 17 millions de m³ ont été enregistrés en 2011, environ 45 millions de m³ en 2012 300 millions de m³ en 2014 [5,82].

Selon l'enquête, 25 STEP sont actuellement concernées par les projets de REUE pour l'irrigation de plus de 70 000 hectares de terres agricoles (tab. III). D'un autre côté, un projet d'élaboration de normes algériennes et d'un guide technique pour les bonnes pratiques de la réutilisation des eaux usées pour des fins agricoles est en cours d'approbation par l'Institut Algérien de Normalisation (IANOR).

Selon (ONA 2019), la capacité globale installée de 153 stations est de 10 359 462 Équivalent-habitants, soit un débit nominal de 1 572 167m³/j.

Le volume des eaux usées traitées dépasse 21 millions de mètres-cubes, soit un débit moyen journalier de 681 232 m³ /j, d'importante quantité d'eau qui peuvent être gérer pour une éventuelle réutilisation surtout à des fin agricole, ce secteur qui a les plus importante besoins en eau.

I.10.2 Réutilisation industrielle :

Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85% des besoins globaux en eau pour l'industrie [83]. La REUE industrielle peut se faire dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. Outre, cette réutilisation est possible dans les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi-conducteurs, etc.

En Algérie, le seul exemple à citer est celui de la STEP de Jijel, qui cède un volume de 15000 m³/mois d'eau usée au profit de la tannerie de Jijel [84].

I.10.1 Réutilisation municipale :

Les réutilisations d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses. En Algérie, les eaux usées épurées sont réutilisées principalement par la protection civile qui récupère un volume de 18763 m³/mois d'eau usée épurée de la STEP de Tipaza pour lutter contre les incendies, et les collectivités locales qui récupèrent 12 m³/mois des eaux épurées pour le nettoyage de la ville à partir de la STEP de Boumerdès.

Conclusion :

L'évolution de la réutilisation des eaux usées a connu et connaît encore à l'heure actuelle différentes phases en fonction des intérêts mis en jeu, qu'ils soient économiques, sanitaires, socioculturels ou environnementaux.

L'intérêt de la réutilisation des eaux usées traitées en Algérie est évident. Les eaux usées épurées procurent à l'agriculture, l'industrie et le secteur urbain une ressource précieuse et renouvelable et libère un volume supplémentaire d'eau de bonne qualité pour des utilisations prioritaires telle que l'eau potable.

Les eaux usées peuvent présenter un mélange très complexe à travers leur composition chimique et biologique. Ainsi, même après traitement, ces eaux peuvent demeurer une source de pollution des milieux naturels due à leur pollution chimique et biologique résiduelle (métaux lourds, médicaments, résidus médicamenteux, etc.). Si l'on veut réutiliser ces eaux usées traitées (irrigation, recharge des nappes, industrie, domaine urbain), il faut qu'elles subissent des traitements supplémentaires dits tertiaires (tels que la filtration et l'adsorption) qui prennent en compte exclusivement les risques sanitaires et les impacts directs de cette pratique sur les exploitants et les consommateurs.

CHAPITRE II

Notions fondamentales sur l'adsorption
et le charbon actif

II.1 Généralités sur l'adsorption :

II.1.1 Introduction :

Le procédé de séparation par adsorption constitue aujourd'hui une des technologies les plus importantes, elle est largement utilisée pour la dépollution et la purification dans des domaines très variés, par exemple les industries pétrolières, pétrochimiques et chimiques, aux applications environnementales et pharmaceutiques [87].

L'adsorption est un procédé de traitement, bien adapté pour éliminer une très grande diversité de composés toxiques dans notre environnement. Elle est essentiellement utilisée pour le traitement de l'eau c'est l'une des opérations les plus répandues pour l'élimination des matières organiques (qui sont les principaux polluants des eaux).

Nous nous intéressons dans ce travail plus particulièrement aux charbons actifs. L'adsorption sur charbon actif (CA) est devenue une méthode analytique de choix, très efficace et simple dans son utilisation, nous allons donner quelques généralités sur l'adsorption pour mieux définir l'importance de ce processus, expliquer sa cinétique, ses caractéristiques et les éléments influant sur l'adsorption.

II.1.2 Définition de l'adsorption :

L'adsorption est un phénomène de surface essentiellement utilisé pour le traitement de l'eau et de l'air. Au cours de ce processus les molécules d'un fluide (gaz ou liquide), appelé adsorbat, viennent se fixer sur la surface d'un solide, appelé adsorbant. Ce procédé définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules (gaz, ions métalliques, molécules organiques, etc.) d'une manière plus ou moins réversible. Au cours de ce processus, il y aura donc un transfert de matière de la phase aqueuse ou gazeuse vers la surface solide. Le solide acquiert alors des propriétés superficielles (hydrophobie ou hydrophilie) susceptibles de modifier l'état d'équilibre du milieu (dispersion, floculation) [88].

Le terme surface correspond à la totalité de la surface du solide, c'est à dire la surface géométrique pour un solide non poreux, à laquelle s'ajoute pour un matériau poreux, la surface interne des pores, accessible aux molécules [89].

L'adsorption est l'un des moyens mis à la disposition du traiteur d'eau pour éliminer les matières organiques non dégradables dissoutes, extraites de la phase liquide ou gazeuse dans laquelle ils sont immergés ainsi que l'élimination des métaux lourds qui peuvent être dissouts dans l'eau [90].

II.1.3 Types d'adsorption :

La nature des liaisons formées ainsi que la quantité d'énergie dégagée lors de la rétention d'une molécule à la surface d'un solide permettent de distinguer deux types d'adsorption : adsorption physique et adsorption chimique [88].

II.1.3.1 Adsorption chimique (chimisorption) :

Elle met en jeu une ou plusieurs liaisons chimiques covalentes ou ioniques entre l'adsorbât et l'adsorbant. La chimisorption est généralement irréversible, produisant une modification des molécules adsorbées. Ces dernières ne peuvent pas être accumulées sur plus d'une monocouche. Seules sont concernées par ce type d'adsorption, les molécules directement liées au solide. La chaleur d'adsorption, relativement élevée, est comprise entre 20 et 200 Kcal/mol. La distance entre la surface et la molécule adsorbée est plus courte que dans le cas de la physisorption.

II.1.3.2 Adsorption physique (physisorption) :

Contrairement à la chimisorption, l'adsorption physique se produit à des températures basses. Les molécules s'adsorbent sur plusieurs couches (multicouches) avec des chaleurs d'adsorption souvent inférieures à 20 Kcal/mole. Les interactions entre les molécules du soluté (adsorbât) et la surface du solide (adsorbant) sont assurées par des forces électrostatiques type dipôles, liaison hydrogène ou Van der Waals. La physisorption est rapide, réversible et n'entraînant pas de modification des molécules adsorbées. La distinction entre les deux types d'adsorption n'est pas toujours facile. En effet, les énergies mises en jeu dans les physisorptions fortes rejoignent celles qui interviennent dans les chimisorptions faibles [91].

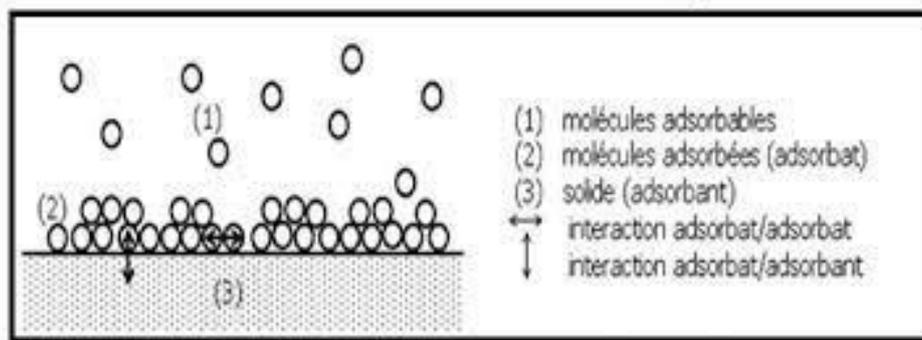


Figure II.1 : Schéma de l'adsorption physique [92].

Tableau II.1 : Différence entre chimisorption et physisorption

Propriétés	Chimisorption	physisorption
Température de processus	Elevée	Relativement basse
Liaisons	Chimique	van der Waals
Chaleur	>10 kcal/mol	< 10 kcal/mol
Cinétique	Lente, irréversible	Rapide, réversible
Désorption	Difficile	Facile
Couches formées	Monocouche	Mono ou multicouches
Spécificité	Processus spécifique	Processus non spécifique

II.1.4 Description du mécanisme d'adsorption :

Le mécanisme d'adsorption peut être décomposé en plusieurs étapes :

- 1^{ère} étape (la diffusion externe) : le transfert des molécules de soluté de la phase liquide externe vers la phase liquide liée à la particule solide (par diffusion et par convection)
- 2^{ème} étape (la diffusion interne) : le transfert du soluté à travers le film liquide vers la surface externe de l'adsorbant.
- 3^{ème} étape : la diffusion de l'adsorbât à l'intérieur de la particule de l'adsorbant sous l'effet du gradient de concentration.
- 4^{ème} étape : l'adsorption dans un micropore [93].

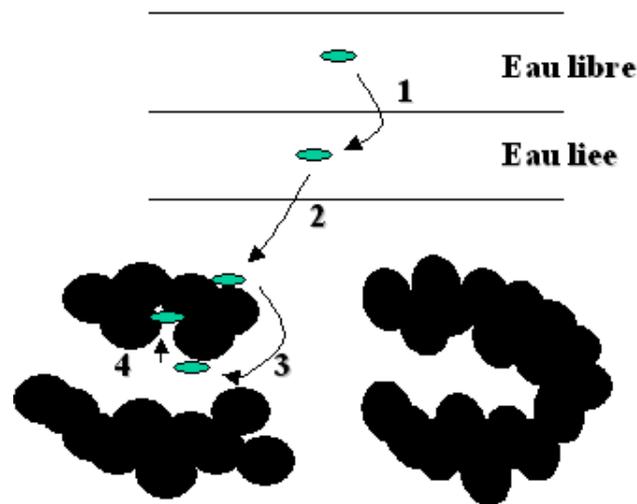


Figure II.2 : Mécanisme d'adsorption en phase aqueuse sur charbon actif [94].

II.1.5 Facteurs influençant l'adsorption :

L'équilibre d'adsorption entre un adsorbant et un adsorbât, dépend de nombreux facteurs dont les principaux sont décrits ci-après :

II.1.5.1 Influence de la température : Selon qu'elle soit physique ou chimique, L'adsorption physique s'effectue à des basses températures (phénomène exothermique), alors que l'adsorption chimique demande des températures plus élevées (phénomène endothermique), Ce qui nécessite de fixer la température du processus dès le départ [95].

II.1.5.2 Influence du pH : Le pH est un facteur important dans toute étude d'adsorption du fait qu'il peut influencer à la fois la structure de l'adsorbant et de l'adsorbât ainsi que le mécanisme d'adsorption [96].

D'après la règle de Traube, l'optimisation des paramètres analytiques et particulièrement le pH augmente le rendement d'adsorption des polluants contenus dans les solutions aqueuses [97].

II.1.5.3 Surface spécifique : Elle est définie comme étant sa surface par unité de masse (exprimée en m^2/g), La quantité de substance adsorbée augmente avec l'accroissement de la surface adsorbante. Pour atteindre un effet d'adsorption important, il est nécessaire que la surface de l'adsorbant soit la plus grande possible [98].

II.1.5.4 Nature de l'adsorbant : Tout solide peut être considéré comme adsorbant potentiel, mais la capacité d'un adsorbant varie d'un adsorbant à un autre. Par exemple des substances ayant une structure spongieuse ou fortement poreuse ; ou celles qui sont finement pulvérisées (état de dispersion élevée) constituent de bons adsorbants. Les adsorbants doivent être poreux et sous forme de particules de faible diamètre qui leurs confèrent une bonne activité spécifique [99].

II.1.5.5 Nature et caractéristique de l'adsorbât : La concentration de l'adsorbât joue un rôle important sur l'adsorption, une concentration forte donne des capacités d'adsorption élevées, mais exige généralement une régénération in situ du matériau poreux du fait de sa saturation rapide [100].

II.1.5.6 Masse de l'adsorbant : La capacité d'adsorption est d'autant plus grande que la masse de l'adsorbant dans la solution est importante. Du fait du coût élevé des adsorbants, le choix d'un rapport liquide solide optimal est recommandé [101].

II.1.5.7 Polarité : Un soluté polaire aura plus d'affinité pour un solvant ou pour l'adsorbant le plus polaire.

L'adsorption préférentielle des composés organiques à solubilité limitée en solution aqueuse (hydrocarbures, dérivés chlorés, phénol...) est importante avec les adsorbants hydrophobes (charbon actif, polymères poreux). Elle est par contre insignifiante avec les adsorbants polaires très hydrophiles (gel de silice, alumine) [102].

II.1.5.8 Dimensions des pores : Si les dimensions des pores de l'adsorbant sont inférieures aux diamètres des molécules de l'adsorbât, l'adsorption de ce composé ne se fait pas même si la surface de l'adsorbant a une grande affinité pour ce composé [103].

En général, la capacité d'adsorption augmente lorsque :

- La concentration du soluté adsorbable augmente.
- La surface spécifique de l'adsorbant augmente.
- Le poids moléculaire du soluté augmente.
- Le pH diminue, pour autant que cette diminution de pH s'accompagne d'une diminution de la solubilité des solutés [104].

II.1.6 Applications de l'adsorption :

L'adsorption est utilisée dans l'industrie dans des procédés de séparation et de purification des gaz et des liquides, dans des domaines très variés tels que la pétrochimie, la chimie, la pharmacie et l'environnement. Les applications industrielles utilisent en général uniquement les propriétés d'adsorption physique des matériaux car ce phénomène ne modifie pas la structure moléculaire de l'adsorbât. De plus, il est réversible, ce qui permet de récupérer la molécule adsorbée et ainsi de régénérer l'adsorbant [105].

Les nombreuses applications techniques de l'adsorption résultent de trois caractéristiques qui la différencient des autres procédés de séparation, à savoir :

- La rétention de très petites particules, comme par exemple les colloïdes ;
- La rétention des composants à très faible concentration, par exemples des impuretés ou des molécules et ions métalliques qui confèrent au produit couleurs, odeurs, ou saveurs désagréables, voire une toxicité ;
- La sélectivité de l'adsorbant par apport à certains constituants du mélange.

Parmi les applications, on cite :

- Le séchage, purification et désodorisation des gaz ;
- Le raffinage des produits pétroliers ;
- La catalyse de contact ;
- La déshumidification et la désodorisation de l'air [92].

II.1.7 Isotherme d'adsorption :

Lorsqu'un adsorbant et un adsorbé sont mis en contact, un équilibre thermodynamique s'installe entre les molécules adsorbées à la surface de l'adsorbant et les molécules présentes en phase fluide. L'isotherme d'équilibre d'adsorption est la courbe caractéristique, à une température donnée, de la quantité de molécules adsorbées par unité de masse d'adsorbant en fonction de la concentration à l'équilibre en phase fluide ($Q_e = f(C_e)$).

L'allure de cette courbe permet d'émettre des hypothèses sur les mécanismes mis en jeu : adsorption en monocouche ou multicouche, interactions entre molécules adsorbées ou non [106].

Les trois isothermes les plus connues sont celles de Langmuir, de Freundlich et de Brunauer Emmett-Teller (BET)

La quantité de soluté adsorbé est calculée à l'aide de l'équation (II.1) :

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} = \frac{X}{m} \quad (\text{II.1})$$

Où

- q_e : quantité de soluté adsorbé à l'équilibre par unité de poids de l'adsorbant (mg/g)
- C_0 : concentration initiale de soluté (mg/L)
- C_e : concentration de soluté à l'équilibre (mg/L)
- m : masse d'adsorbant (g)
- V : volume de la solution (L)
- X : quantité de soluté adsorbé à l'équilibre (mg) ; $X = (C_0 - C_e) \cdot V$

II.1.7.1 Classification des isothermes d'adsorption :

Gilles et al. (1960) ont proposé les modèles d'adsorption, dont lesquels quatre types particuliers sont maintenant employés comme les quatre formes principales d'isothermes généralement observées.

Ces classes sont représentées sur (la figure II.3) [107].

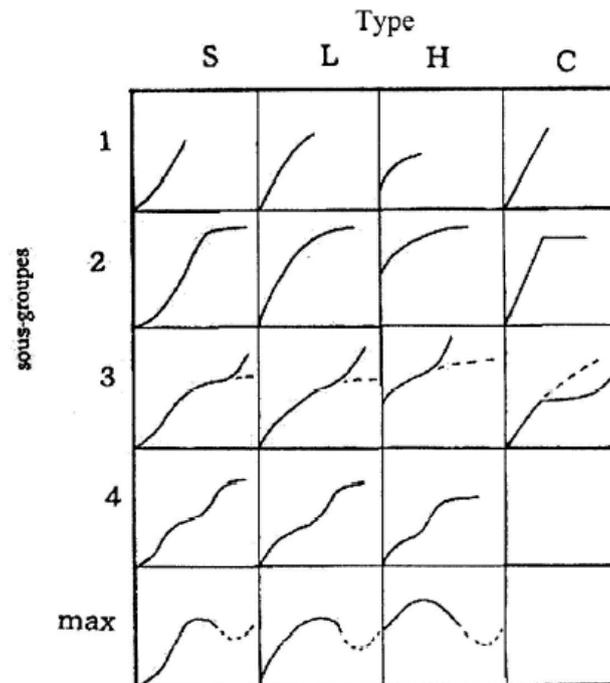


Figure II.3 : Classification des isothermes d'adsorption de Giles et al. (1960), [107].

- **Les isothermes de type S (Sigmoïde) :** s'obtiennent lorsque les molécules du soluté ne s'accrochent au solide, que par l'intermédiaire d'un seul groupement ;
- **Les isothermes de type L (dite Langmuir) :** sont les plus fréquentes. Ce comportement se rencontre dans le cas où l'adsorption est faible et lorsque les molécules de l'adsorbant sont orientées à plat ;
- **Les isothermes de type H : (haute affinité) :** s'obtiennent lorsqu'il y a chimisorption du soluté ;
- **Les isothermes de type C (Partition constante) :** sont sous forme de ligne droite, ce type de courbe est obtenu lorsqu'il y a compétition entre le solvant et le soluté pour occuper les sites de l'adsorbant [89].

Cette classification tient compte entre autre d'un certain nombre d'hypothèses :

- ✓ Le solvant s'adsorbe sur les mêmes sites que le soluté .ceci implique l'existence d'une compétition d'adsorption entre le solvant et le soluté.
- ✓ Le nombre de sites susceptibles d'accueillir les molécules de soluté à la surface du solide diminue quand la quantité adsorbé augmente.
- ✓ L'orientation des molécules à la surface. On peut citer le cas où les molécules sont adsorbées verticalement ou horizontalement sur la surface.
- ✓ Enfin, les interactions attractives ou répulsives entre les molécules adsorbées se manifestent d'une façon notable dans le phénomène d'adsorption [108].

II.1.7.2 Modélisation des isothermes d'adsorption :

II.1.7.2.1. Modèle de Langmuir :

Ce modèle est très utile pour l'adsorption d'un soluté à la surface d'un solide ; qui est liée à la couverture des sites d'adsorption par une monocouche ; C'est un modèle simple qui est basé sur les conditions suivantes :

- Les sites d'adsorption sur la surface solide sont homogènes d'un point de vue énergétique : on parle de « surface d'adsorption homogène ».
- Chacun de ces sites peut adsorber une seule molécule.
- Il n'y a pas d'interactions entre les molécules adsorbées [109].

L'expression mathématique du modèle de Langmuir est donnée par l'équation (II.2) :

$$q_e = \frac{q_{\max} * K_1 * C_e}{1 + K_1 * C_e} \quad (\text{II.2})$$

Ou sous sa forme linéaire (II.3) :

$$\frac{C_e}{q_e} = C_e \frac{1}{q_{\max}} + \frac{1}{q_{\max} * K_1} \quad (\text{II.3})$$

Avec :

- q_e : quantité de substance adsorbée à l'équilibre par unité de poids de l'adsorbant
- q_{\max} : quantité maximum de substance adsorbée par unité de poids de l'adsorbant et qui correspond à la formation d'une monocouche,
- C_e : concentration à l'équilibre exprimé en (mg/l)
- K_L : constante d'équilibre de Langmuir dépendant de la température et du couple adsorbant-adsorbat.

L'équation de Langmuir peut être exprimée par un paramètre d'équilibre adimensionnel appelé [110], R_L défini par l'équation (II.4) :

$$R_L = \frac{1}{(1 + K_1 * C_0)} \quad (\text{II.4})$$

Où :

C_0 : la concentration initiale de l'adsorbat.

- Si $R_L = 0$ l'isotherme est irréversible ;
- si $(0 < R_L < 1)$ alors elle est favorable,
- si $(R_L = 1)$ elle est linéaire
- si $(R_L > 1)$ elle est défavorable.

II.1.7.2.2. Modèle de FREUNDLICH :

En 1926 FREUNDLICH a établi une isotherme très satisfaisante qui peut s'appliquer avec succès à l'adsorption des gaz, mais qui a été principalement utilisée pour l'adsorption en solution, il a constaté que le mécanisme de ce processus est assez complexe, du fait de l'hétérogénéité de la surface ce qui rend la chaleur d'adsorption variable. On ne peut pas dans ce cas affirmer que tous les sites d'adsorption sont identiques du point de vue énergétique, du fait de la présence de différents types de défauts de structure dans l'adsorbant [111].

Le modèle de Freundlich se présente sous la forme (II.5) :

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (\text{II.5})$$

Où :

- q_e : quantité d'adsorbat adsorbée par gramme de solide à l'équilibre (mg/g).
- C_e : concentration d'adsorbat dans la solution à l'équilibre (mg/L).
- K_F et n : constantes de Freundlich, caractéristiques de la solution et de l'adsorbant, déterminées expérimentalement.

Avec :

- K_F : constante de Freundlich caractérisant le pouvoir adsorbant du solide
- $1/n$: constante de Freundlich caractérisant l'affinité du produit pour adsorbant.

L'équation peut être linéarisée comme suit :

$$\ln q_e = \ln K + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (\text{II.6})$$

En traçant $\ln(q_e)$ en fonction de $\ln(C_e)$, on obtient une droite de pente $(1/n)$ et d'ordonnée à l'origine égale à $\ln(K_F)$, d'où on tire les constantes de Freundlich K_F et n .

II.1.7.2.3. Isotherme d'adsorption de BRUNAUER-EMMET-TELLER (B.E.T) :

Pour généraliser la théorie de Langmuir, (Brunauer, Emmet et Teller) ont développé un modèle appelé ultérieurement modèle de BET.

L'isotherme de B.E.T, proposée en 1938, repose sur les hypothèses ci-dessous

- Plusieurs couches successives de molécules peuvent être fixées sur l'adsorbant.
- Les sites d'adsorption sont distribués uniformément à la surface de l'adsorbant.
- Chaque site est indépendant des sites voisins
- L'énergie d'adsorption retient la première couche de molécule, alors que l'énergie de condensation retient les couches successives suivantes [93].

L'équation de l'isotherme d'adsorption de B.E.T est la suivante :

$$q = \frac{A \cdot C_e \cdot q_m}{(C_s - C_e) \cdot [1 + (A - 1) \cdot \frac{C_e}{C_s}]} \quad (\text{II.7})$$

Où :

- q : Quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant (mg/g ou mol/g).
- q_m : capacité ultime d'adsorption (mg/g).
- C_e : concentration du soluté dans la phase liquide à l'équilibre (mg/l).
- C_s : concentration de la matière dissoute à l'état de saturation (mg/l).
- A : constante liée à l'énergie d'interaction avec la surface

II.1.8 Cinétique d'adsorption :

La connaissance de la cinétique d'adsorption présente un intérêt pratique considérable dans la mise en œuvre optimale d'un adsorbant au cours d'une opération industrielle, et dans la connaissance des facteurs à optimiser pour fabriquer ou améliorer un adsorbant conduisant à la cinétique la plus rapide possible [112].

Elle permet de mettre en évidence la spécificité des interactions physicochimiques entre le soluté et l'adsorbant et d'obtenir la vitesse initiale d'adsorption, le coefficient de transfert de matière et le coefficient de diffusion [113].

➤ La quantité de soluté adsorbée est calculée à l'aide de l'équation :

$$Q_{\text{ads}} = (C_0 - C_t) * \frac{V}{m} \quad (\text{II.8})$$

- C_0 : concentration initiale en mg/l ;
- C_t : concentration du surnageant à l'instant t en mg/l ;
- m : masse de charbon actif introduite en g ;
- V : Volume de l'échantillon en L ;
- Q_{ads} : Quantité adsorbée en mg/g.

➤ Le rendement d'élimination (efficacité d'adsorption) est calculée par la relation (II.9) :

$$R(\%) = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100 \quad (\text{II.9})$$

- E : le rendement d'élimination (%),
- C_0 : la concentration initiale de l'adsorbat dans la solution (mg/L),
- C_e : la concentration de l'adsorbat dans la solution à l'équilibre (mg/L).

La cinétique d'adsorption, proprement dite, n'est pas encore décrite de façon satisfaisante ; divers modèles cinétiques ont été proposés.

II.1.8.1 Modèle de pseudo premier ordre

Il a été supposé dans ce modèle que la vitesse d'adsorption à l'instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre q_e et la quantité q_t adsorbée à cet instant et que l'adsorption est réversible. La constante de vitesse d'adsorption du premier ordre est déduite à partir du modèle établi par Lagergreen (1898) [115]. La loi de vitesse s'écrit :

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1(q_e - q_t) \quad (\text{II.10})$$

Après intégration entre 0 et t pour le temps et entre 0 et q_t pour la quantité adsorbée, on obtient :

$$\text{Ln}(q_e - q_t) = \text{Ln} q_e - (K_1 t) \quad (\text{II.11})$$

Où :

- K_1 : constante de vitesse pour une cinétique du pseudo-premier ordre (en min^{-1}) ;
- q_t : quantité adsorbée à l'instant t (mg/g) ;
- q_e : quantité d'adsorbée à l'équilibre (mg/g).

En traçant la droite « $\text{Ln}(q_e - q_t) = f(t)$ », K_1 est la pente de cette droite et « $\text{Ln}(q_e)$ » est l'ordonné à l'origine.

II.1.8.2 Modèle de pseudo-second ordre :

L'équation du pseudo-second ordre est souvent utilisée avec succès pour décrire la cinétique de la réaction de fixation des polluants sur l'adsorbant. Le modèle du pseudo-second ordre permet de caractériser la cinétique d'adsorption en prenant en compte à la fois le cas d'une fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et celui d'une fixation lente sur les sites d'énergie faible [116,117].

L'équation est de la forme suivante :

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2 \quad (\text{II.12})$$

L'intégration entre 0 et t pour le temps et 0 et q_t pour la quantité adsorbée conduit à :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 \cdot q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (\text{II.13})$$

Avec :

- K_2 : la constante de vitesse pour une cinétique de pseudo deuxième ordre (g/mg.min) ;
- q_t : la capacité d'adsorption à l'instant t (mg/g) ;
- q_e : la capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g).

Les paramètres cinétiques de ce modèle, notamment la constante cinétique K_2 et la capacité d'adsorption à l'équilibre q_e , peuvent être obtenues en traçant la droite « $t/q_t = f(t)$ »,

$(\frac{1}{q_e})$ est la pente de cette droite et $(\frac{1}{K_2 \cdot q_e^2})$ est l'ordonné à l'origine.

II.1.8.3 Modèle de la diffusion intra-particulaire

Comme les deux modèles précédents ne peuvent pas décrire le mécanisme de diffusion, Weber et Morris ont proposé un modèle théorique basé sur la diffusion intra-particulaire, décrit par la fonction : [139,140]

$$Q_t = K \cdot t^{1/2} + C \quad (\text{II.14})$$

Où

- Q_t : quantité adsorbée par unité de masse d'adsorbant au temps t (mg/g).
- K_p : constante de vitesse de diffusion intra-particulaire (mg/g.min^{1/2}).

La valeur de l'ordonnée à l'origine C , fournit une indication sur l'épaisseur de la couche limite

Le tracé de Q_t en fonction du temps $t^{1/2}$ donnera une droite de pente (K) et d'ordonnée à l'origine (C). C 'est une constante dépend de la capacité d'adsorption selon de modèle de diffusion intra-particulaire. Cette étape est militante si la droite passe par l'origine. Dans le cas inverse, ceci indique que la diffusion dans les pores n'est pas le seul mécanisme limitant la cinétique de sorption. Il apparaît que d'autres mécanismes sont impliqués.

II.1.9 Les adsorbants :

Il existe un nombre relativement important de matériaux adsorbants pouvant être utilisés dans des procédés d'adsorption liquide/solide. Chaque type d'adsorbant, conventionnel ou non-conventionnel, possède des avantages et des inconvénients.

En général, le choix d'un matériau se fait exclusivement en fonction de sa capacité à dépolluer la solution, autrement dit de son efficacité (fort pouvoir de rétention). Néanmoins, Gadd et Crini ont montré que d'autres critères doivent être pris en compte. En effet, pour être utilisé comme adsorbant, un matériau solide devrait posséder le maximum de caractéristiques suivantes :

- Etre bon marché et facilement disponible.
- Posséder des caractéristiques texturales particulières en termes de granulométrie, de porosité et de surface spécifique.
- Etre modulable (versatile) en fonction des utilisations potentielles tout en étant stable d'un point de vue chimique, thermique et/ou mécanique.
- Présenter de fortes capacités d'adsorption vis-à-vis d'une large gamme de polluants tout en ayant des cinétiques d'adsorption rapides.
- Présenter des sélectivités importantes.
- Etre efficace tout en étant indépendant des conditions physico-chimiques de la solution (concentration, pH, force ionique, température, présence éventuelle de compétiteurs ou d'inhibiteurs...).
- Etre facilement régénérable si besoin [118].

Il n'existe pas de matériau « idéal » capable de répondre parfaitement à toutes ses caractéristiques. De plus, si on se place uniquement d'un point de vue des propriétés de décontamination d'un matériau donné, les performances peuvent fortement varier d'un matériau à un autre.

Plusieurs matériaux sont utilisés en traitement de l'eau : alumine (Al_2O_3), gel de silice, terre de Fuller, terre à diatomées, tamis moléculaire, résines à micropores, résines à micropores échangeuses d'ions, dioxyde de manganèse et même « floccs de sulfate d'aluminium » et silice activée.

Cependant, plus que toutes ces matières, c'est le charbon actif qui est le plus adsorbant [101].

II.2 Généralités sur le charbon actif :

II.2.1 Définition du charbon actif :

Les charbons actifs sont définis comme étant des matériaux solides noir carbonés, sans goût, très poreux qui présentent une grande surface spécifique d'une grande porosité, d'où les propriétés d'adsorptions exceptionnelles.

Ils sont des adsorbants ayant un très grand nombre d'applications surtout dans le traitement des eaux et celles des eaux usées ils sont utilisés pour purifier l'eau du goût et de l'odeur (élimination des colorants). Le charbon actif présente une meilleure technologie par son adsorption et ceci pour éliminer une variété considérable de contaminants organiques et inorganiques [119].

Le charbon actif a tout d'abord été utilisé pour améliorer les qualités organoleptiques d'une eau en éliminant les matières organiques responsables des mauvais goûts et odeurs, ainsi que les couleurs. Avec l'accroissement de la pollution, son emploi s'est étendu à l'élimination de nombreux polluants tels que les phénols, les hydrocarbures, les pesticides, les détergents, les colorants solubles, solvants chlorés et même certains métaux lourds [120].

II.2.2 Origines du charbon actif :

Le charbon actif est un produit adsorbant obtenu à partir de matières premières riches en carbone. Ils sont produits à partir de différentes ressources comme le bois (exemple le pin maritime des Landes), les coques de noix de coco, la houille bitumeuse, la tourbe ou le lignite. En réalité, toute matière organique à base de carbone peut produire un adsorbant carboné [121]. Le choix de la matière première sera essentiellement dépendant des possibilités d'approvisionnement locales permettant des prix de revient compétitifs. Néanmoins, les matières premières utilisées conditionneront en grande partie la qualité finale du charbon actif [122].

II.2.3 Différents types de charbon actif :

➤ Charbon actif en poudre (CAP) :

Le CAP est un réactif pulvérulent de granulométrie très fine de 10 à 50 μm . Sa masse volumique varie suivant la fluidisation et le tassement du matériau, elle varie entre 200 et 600 $Kg.m^{-3}$. La mise en œuvre du CAP est simple et nécessite des coûts d'investissement assez faibles. Toutefois, son utilisation de façon continue et à des taux importants ($> 20 g/m^3$) peut entraîner des coûts d'exploitation élevés. Il est donc surtout utilisé pour lutter contre des pollutions

légères et/ou de courte durée. Néanmoins, il représente un traitement de sécurité appréciable pour faire face à une pollution accidentelle [123].

Il est généralement utilisé en combinaison avec un traitement clarificateur. Le CAP est ajouté continuellement avec l'eau à traiter avec des agents flocculant. Il est recommandé d'utiliser des clarificateurs pour augmenter le temps de contact entre le charbon et l'eau [124].



Figure II.4 : Charbon actif en poudre [125]

➤ **Charbon actif en grain (CAG) :**

L'utilisation du charbon actif en grain à l'échelle industrielle est plus fréquente que celle du charbon actif en poudre, malgré la bonne performance de ce dernier du point de vue cinétique d'adsorption. Il est utilisé pour l'élimination d'une partie des micropolluants qui résistent aux traitements physico-chimiques classiques [14].

Le charbon actif en poudre est 2 à 3 fois moins cher que le charbon actif en grain. Sa cinétique d'adsorption est très rapide, mais le charbon actif en grain est généralement le plus préféré car il peut être facilement séparé de l'eau après utilisation [123].



Figure II.5 : Charbon actif en grain [125].

➤ **Le charbon actif extrudé (CAE) :**

Le charbon actif extrudé (CAE) est un charbon actif en poudre combiné avec un liant. Le charbon obtenu est extrudé sous forme de granulés cylindriques avec un diamètre allant de 0,8 à 5 mm et une surface spécifique comprise entre 500 et 1300 m²/g. Il est principalement utilisé pour des applications en phase gazeuse à cause de sa faible perte de charge, de sa grande résistance mécanique et de sa faible teneur en poussières. Il est efficace pour l'élimination des goûts et des odeurs, des micropolluants comme les pesticides et d'autres substances dissoutes comme le chlore et l'ozone. Il convient également, en raison de son grand volume de pores, comme support de catalyseur [126].



Figure II.6 : Charbon actif extrudé [125].

Tableau II.2 : Comparaison entre le CAP et le CAG [127].

	Charbon actif en poudre (CAP)	Charbon actif en grain (CAG)
Cinétique d'adsorption	Rapide	Plus lente
Taille (µm)	1 – 100	300 - 5000
Surface spécifique (m²/g)	1500 – 2500	500 - 1300
Adsorption en lit fixe et perte de charge	Implique une perte de charge importante et difficile à manipuler	Perte de charge acceptable et facile à manipuler
Régénération	Difficile et n'est pas réalisée industriellement vue les pertes de matière	Possible et elle est réalisée à l'échelle industrielle
Cout	Moins couteux	Couteux
Application	Généralement en phase liquide	Phases liquide et gazeuses

II.2.4 Fabrication du charbon actif :

Le charbon actif regroupe une gamme étendue de substances carbonées présentant des propriétés différentes (porosité, aire spécifique, capacité d'adsorption). Ces caractéristiques sont essentiellement dues à l'origine du matériau et à son procédé de fabrication.

II.2.4.1 La Carbonisation :

La carbonisation est la décomposition thermique des matières carbonées : les espèces autres que le carbone sont éliminées. Cette étape de carbonisation s'effectue à des températures inférieures à 800°C (en présence de sels métalliques) et sous un courant continu d'un gaz inerte (absence d'oxygène). La carbonisation est généralement effectuée à une vitesse suffisamment grande pour minimiser le contact entre les produits carbonisés et les produits volatils. Une simple carbonisation n'aboutit pas à des produits ayant une forte capacité d'adsorption car elle donne des produits ayant une structure poreuse limitée (surface spécifique d'environ 10 m².g⁻¹). La structure poreuse est étendue durant le processus d'activation [128].

II.2.4.2 Les Procédés d'activation :

L'activation d'un tel charbon actif peut être effectuée par deux méthodes différentes (activation chimique et activation physique) la différence entre eux est principalement dans le procédé et les agents d'activations utilisées.

➤ Activation physique :

Ce procédé consiste en l'activation du matériau précurseur qui a été précédemment carbonisé en utilisant des températures élevées, Les échantillons sont activés entre 800-1100°C sous atmosphère oxydante, principalement dioxyde de carbone et /ou vapeur d'eau. La commande soignée du procédé de déplacement d'atome de carbone par la gazéification dans le dioxyde de carbone ou vapeur d'eau, habituellement nommée degré de consommation permet le choix des caractéristiques d'adsorption d'un charbon actif.

➤ Activation chimique :

L'activation chimique s'effectue sous atmosphère inerte, la température est comprise entre 400°C et 600°C. Cette étape a lieu après l'imprégnation du précurseur par un agent activant qui peut être l'acide phosphorique (H₃PO₄), le chlorure de zinc (ZnCl₂), les carbonates alcalins, l'hydroxyde de potassium (KOH) et l'hydroxyde de sodium (NaOH) [129]. Ces agents interviennent comme catalyseur d'oxydation et permettent à la fois le développement de la microporosité et de la méso porosité par élargissement du diamètre des pores [130].

Ce procédé donne un charbon actif avec une structure plus large, idéale pour l'adsorption de grosses molécules. L'activation chimique est suivie par une étape de neutralisation et lavage pour éliminer les agents chimiques et les produits des réactions inorganiques. Plusieurs variables peuvent influencer le processus d'activation chimique :

- Le précurseur ;
- L'agent activant ;
- Le rapport agent activant/précurseur [129]

II.2.5 Application du charbon actif :

Le tableau suivant présente les principales utilisations du charbon actif dans de nombreux domaines du génie des procédés :

Tableau II.3 : Applications industrielles du CA [131,132]

	Domaine d'application Utilisation	Domaine d'application Utilisation
Adsorption En Phase liquide	Traitement de l'eau	Elimination des composés organiques et inorganiques dans l'eau potable et dans les eaux de rejets urbains et industriels.
	Industrie alimentaire	Décoloration des sucres et des huiles alimentaires. Elimination de la caféine du café.
	Industrie pharmaceutique	Purification et séparation des antibiotiques, des vitamines et des hormones après l'étape de fermentation.
	Pétrochimie	Elimination des hydrocarbures des flux de vapeurs condensées.
	Extraction de l'or	Après la dissolution de l'or dans le cyanure, le complexe formé est adsorbé sur charbon actif. Après l'adsorption, l'or est récupéré par élution à l'aide d'une base forte et des solvants organiques.
Adsorption En Phase Gazeuse	Traitement des gaz	Elimination des composés organiques volatils. Désulfuration et contrôle des émissions industrielles.
	Récupération des solvants	Récupération des solvants, qui se vaporisent comme l'acétone, le toluène, le xylène et le benzène, employés dans l'industrie des peintures, des polymères et d'imprimerie.
	Semi-conducteurs	Production de l'air ultra-pur.
	Filtres de cigarettes	Elimination de la nicotine et d'autres composés toxiques des fumées de cigarette.
	Masque à gaz	Le charbon actif est mis dans le masque pour adsorber les composés dangereux.

II.3 Conclusion :

Ce chapitre décrit les généralités sur le phénomène d'adsorption qui présente l'avantage de pouvoir être appliqué aux traitements des eaux par l'utilisation du charbon actif en raison de son faible coût de production, de sa grande disponibilité et de sa capacité d'adsorption élevée pour de nombreux composés chimiques.

Partie Expérimentale

CHAPITRE III

Matériels et méthodes

III.1 Introduction :

Ce chapitre présente le matériel utilisé et les procédés expérimentaux utilisés pour suivre l'évolution de l'élimination de la matière organique par adsorption sur charbon actif en fonction de la variation des paramètres physico-chimiques tels que la masse de l'adsorbant, le pH de la solution, le temps de contact, la vitesse d'agitation et la température. Cette étude est suivie de celle de la cinétique et des isothermes d'adsorption

III.2 Site de prélèvement (STEP de Baraki)

Les eaux clarifiées (prises à la sortie du décanteur secondaire) et les eaux filtrées par sable sont prélevées au niveau de la station d'épuration de Baraki (Alger). Le choix du site a été porté sur l'origine des eaux brutes qu'elle reçoit et la nature de traitement de la station d'épuration de Baraki. Cette dernière est de type boues activées à moyenne charge.

III.2.1 Situation géographique :

La station de Baraki est située sur le secteur de la wilaya d'Alger au Nord de la commune de Baraki. Au Nord à moins de 1km, elle est limitée par la prise d'eau potable d'El Harrach et 2,5km au Nord Est par la zone industrielle d'El Harrach. La ligne de chemin de fer ALGER-BLIDA passe au Nord-Ouest de la step. A l'Ouest, l'Oued El Harrach coule en direction du Nord. L'exploitation agricole d'Ali Talha est située à environ 300m au Nord de la STEP. Au sud Est se trouve une ferme expérimentale. Et, au Sud de la STEP se trouve Ben Rhazi un faubourg de Baraki.

III.2.2 Description et caractéristiques de la station

La station d'épuration de Baraki est la station principale de traitement des eaux usées d'Alger. Elle est la 2eme plus grande installation de son genre en Algérie et s'étend sur une superficie de 10 km.

Les eaux usées reçues dans cette station sont d'origine urbaines (égouts), industrielles (production pharmaceutique SAIDAL, central électrique de Sonelgaz, etc.) et domestique de l'agglomération des communes environnantes (El-Harrach, Birtouta, Bab Ezzouar, Baba Ali, Oued Samar, Hussein dey et Dar El-Beida). Les eaux usées traitées de cette station d'épuration sont acheminées vers l'oued El-Harrach qui se déverse au centre de la baie d'Alger.

Actuellement la station d'épuration de Baraki avec la mise en service de la 2e tranche (900.000 Eq.Hab), a doublé ses capacités à 1,8 million équivalent habitants (Eq.Hab). De plus avec une troisième tranche de 900.000 Eq.Hab, la station permettra à la société des eaux et de l'assainissement d'Alger (SEAAL) de traiter les eaux usées que génèrent les habitants d'une trentaine de communes notamment celles du centre-ville de la capitale.

La chaîne de traitement est composée de deux lignes : une ligne d'eau et une ligne de boue. Le débit est divisé parallèlement sur certains ouvrages afin d'améliorer la fiabilité du traitement.

La filière de traitement des eaux comporte les étapes suivantes par ordre :

- Relèvement par vis d'Archimède en deux étages successifs ;
- Dégrillage automatique en deux files parallèles équipés chacune d'une grille grossière et d'une grille fine. Evacuation automatique des refus de dégrillage par convoyeur dans une benne ;
- Dessableurs, pour les particules qui obéissent à la loi de gravitation.
- Dégraisseur aéré rectangulaire en deux files parallèles avec racleur et écrémage automatique. Extraction des sables par pompes suivie d'un clarificateur à sable, est convoyage des refus de dégrillage vers les bennes de stockage. Stockage des graisses dans une bache intégrée à l'ouvrage et extraction par pompage ;
- Deux décanteurs primaires circulaires avec racleur de fond et de surface ;
- Deux bassins d'aération à insufflation d'air avec mélangeurs statiques ;
- Quatre clarificateurs circulaires à pont sucé et raclage de surfaces ;
- Recirculation des boues par vis d'Archimède ;
- 7 Filtre à sable de type Aquazur V, ouvert à flux descendant. Il fonctionne à niveau constant, consiste à retenir le maximum de particules solides contenues dans l'eau après la clarification en le faisant passer au travers d'une barrière sélective.
- 8 modules de lampes UV disposés dans 2 canaux parallèles de désinfection (chaque canal contient 4 modules regroupés par paires appelées banc UV), chaque module contient 36 lampes, type basse pression, verticales, permettant leur remplacement rapide et facile en conservant le module dans le canal. (La désinfection de l'eau permet d'éliminer les germes pathogènes, tuer les micro-organismes, pour assurer la qualité bactériologique de l'eau)
- L'eau désinfectée sortant des canaux est stockée dans la bache d'eau traitée

Filière de traitement de boues :

- Deux épaisseurs raclés alimentés par les boues fraîches primaires et les boues en excès. Ouvrages entièrement couverts ;
- Digestion anaérobie des boues, comprenant deux digesteurs primaires brassés et chauffés et un digesteur brassés par des agitateurs ;
- Un gazomètre pour stockage des gaz de digestion. Le biogaz sert à couvrir les besoins en énergie nécessaire pour le chauffage des digesteurs et sert également d'appoint pour séchage thermique des boues ;
- Déshydratation mécanique des boues par quatre filtres- presses.
- Conditionnement des boues chlorure ferrique et à la chaux ;
- Séchage thermique des boues dans deux sécheurs rotatifs [136].



Figure III.1 : Les filtres à sable de la STEP de Baraki

III.3 Produits utilisés :

- Charbon actif en grain ;
- Eau distillée produite au laboratoire ;
- Hydroxyde de sodium NaOH en pastille à 99% de pureté ;
- Acide chlorhydrique HCl ;
- Dichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ (Sigma-Aldrich lot # BCCD 3870, 99% de pureté)
- Sulfate mercurique $HgSO_4$;
- Sulfate d'argent Ag_2SO_4 ;
- Biphthalate de potassium $KHC_8H_4O_4$;

III.4 Matériels utilisés :

III.4.1 pH Mètre :

Le pH est la mesure de l'acidité ou la basicité d'une solution. Nous avons réalisé les mesures du pH des solutions du polluant à l'aide d'un pH mètre de type « HANNA, HI 2211 ». Le pH des solutions a été ajusté à l'aide d'une solution (H_2SO_4 0.1N) ou (NaOH 0.1N).

III.4.2 Turbidimètre :

Il est utilisé pour la détermination de la turbidité dans les eaux usées. Le domaine d'application se situe entre 0,1 et 1000 unités de turbidité néphélométrie (NUT) mais peut être prolongé jusqu'à 7 500 NUT en modifiant l'étalonnage. Le turbidimètre que nous avons utilisé est de type (HACH 2100AN turbidimeter).

III.4.3 Le spectrophotomètre :

C'est un appareil permettant de mesurer l'absorbance d'une solution, pour différentes longueurs d'ondes. Pour cela, il fait passer un rayon d'une longueur d'onde choisie à travers une cuve contenant la solution à étudier. Les molécules de la solution absorbent plus ou moins le rayon lumineux, on définit alors l'absorbance pour cette longueur d'onde.

En raison de ces avantages (rapidité, haute précision, large éventail d'applications ...), cette méthode est utilisée pour l'analyse quantitative. Le domaine de longueur d'onde de l'UV se situe entre 10 nm à 400 nm, celui du visible se situe entre 400 nm à 800 nm. (Thermospectronic UVmini-1240)

III.4.4 Analyseur de COT

L'analyseur de COT que nous avons utilisé est de type (analytikjena multi N/C 2100).

III.4.5 Agitateur magnétique :

L'homogénéité du milieu est assurée par un agitateur magnétique (IKA RH basic 2) à température réglable.

III.4.6 Balance analytique

Balances de laboratoire à haute précision pour la mesure de la masse, généralement conçues avec un bac de mesure fermé pour éviter l'influence de la poussière et des courants d'air.

III.4.7 Verrerie courante de laboratoire

Béchers, Erlenmeyers, Pipettes, Flacons, Verre de montre, Eprouvette graduée, fioles jaugés, Tubes en verre de 16*125 mm munis de bouchons avec joint en téflon...etc.

III.5 Protocoles expérimentaux :

III.5.1 Caractérisation physico-chimique du charbon actif

Le charbon actif utilisé lors de cette étude est un adsorbant qui se présente sous la forme de grains de couleur noire dont la taille des particules varie d'environ 0,2 à 5 mm. Ce charbon a une surface spécifique de 932 m²/g.

Afin de désorber ses pores, le CA a subi un traitement qui consiste à le faire bouillir dans de l'eau déminéralisée pendant 3h à une température de 90 °C, le récupérer, et le faire sécher dans l'étuve à 105°C pendant 24h. Après séchage, le mettre dans un dessiccateur (enceinte hermétiquement fermée) pour qu'il soit protégé de l'humidité de l'air, afin qu'il garde ses caractéristiques. Ce traitement a été appliqué avant toute utilisation du CA.

Nous avons caractérisé le CA par la détermination des paramètres suivant : Taux d'humidité, porosité, pH, pHPZC, et masse volumique apparente.

Dans ce qui suit, nous définirons chacune des caractéristiques citées ci-dessus et nous donnerons un aperçu de leur mesure :

III.5.1.1 Taux d'humidité :

Le taux d'humidité renseigne sur la masse réelle du matériau mis en contact avec les effluents, il reflète la présence d'un liquide, en particulier de l'eau, souvent à l'état de traces au niveau d'un solide.

Ce paramètre a été déterminé par pesée différentielle d'une quantité connue de charbon (1.0013g) qui a été mise à sécher dans une étuve à 105°C jusqu'à poids constant (0.9825g).

Le taux d'humidité se détermine selon la formule :

$$TH = \left(\frac{m_i - m_f}{m_i} \right) * 100 \quad (III.1)$$

- TH : le taux d'humidité en pourcentage (%)
- m_i : la masse initiale du charbon actif avant séchage (g),
- m_f : la masse finale du charbon actif après séchage (g).

III.5.1.2 Porosité :

La porosité est l'ensemble des vides (pores) d'un matériau solide, ces vides sont remplis par des fluides (liquide ou gaz). La porosité d'un substrat conditionne ses capacités d'écoulement et de rétention. C'est une grandeur physique définie comme le rapport entre le volume des vides et le volume total d'un milieu poreux, sa valeur est comprise entre 0 et 1 (ou, en pourcentage, entre 0 et 100 %).

Pour mesurer ce paramètre, une masse de charbon actif équivalente à un volume (1,4 ml), a été introduite dans une éprouvette de 10 ml à laquelle a été rajouté un volume de méthanol jusqu'à recouvrement du charbon. Le volume de méthanol versé est égal à (0,38 ml).

La porosité se calcule selon la formule suivante :

$$\phi = \frac{V_{\text{pores}}}{V_{\text{total}}} \quad (\text{III.2})$$

- ϕ : la porosité (%)
- V_{pores} : le volume des pores (ml)
- V_{TOTAL} : le volume occupé par la masse de charbon actif (ml).

III.5.1.3 Masse volumique apparente :

La masse volumique apparente est une grandeur utilisée essentiellement avec les substances se présentant sous forme de granulés, afin de rendre compte de la masse de matériau contenue dans un volume donné, comprenant le volume d'air interstitiel. De ce point de vue, la masse volumique apparente d'un même matériau granulé ou pulvérulent peut varier en fonction du mode de manutention, selon qu'il est plus ou moins tassé ou, au contraire, aéré

La masse volumique apparente est définie comme étant le rapport entre la masse d'un matériau et de son volume apparent :

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (\text{III.3})$$

- ρ : la masse volumique apparente du charbon (g/cm³),
- m : la masse de charbon actif (g),
- V : le volume occupé par la masse de charbon (cm³).

Pour déterminer cette propriété, une masse de charbon actif (0,5840 g) a été introduite dans une éprouvette graduée afin de connaître le volume qu'elle occupe (1,4 cm³).

III.5.1.4 Détermination du pH :

La mesure du pH du charbon actif a été faite selon la norme NF ISO 10390. Une masse de 5g de charbon actif a été mise en contact avec 50 mL d'eau distillée sous agitation continue (500tr/min) pendant 30 min. Après une décantation de 3h, le pH du surnageant a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre.

III.5.1.5 Détermination du pH au point de charge nulle :

Il existe un pH pour lequel le charbon actif est électriquement neutre en solution. C'est-à-dire que la somme des charges à la surface est nulle. Ce pH est appelé pH au point de charge nulle (pH_{PCN}). Pour déterminer le pH_{PCN}, la méthode de la première bissectrice a été utilisée.

Cette méthode consiste à préparer des solutions de chlorure de sodium (NaCl) 0,1 M à des pH différents ; 2, 4, 6, 8, 10 et 12. Les valeurs des pH ont été ajustées avec un pH-mètre modèle HANNA, HI 2211 en utilisant des solutions d'hydroxyde de sodium et d'acide chlorhydrique. Ainsi, 0,1 g de CA ont été mis en contact avec 20 mL de chaque solution par échantillon. Le mélange a été mis sous agitation magnétique pendant 72 h. La suspension a été filtrée à travers un papier filtre et le pH du filtrat mesuré avec un pH mètre. Ainsi, on trace la courbe pH_f = f (pH_i). Le point d'intersection entre cette courbe et la première bissectrice donne le pH au point de charge nulle du charbon actif considéré.

III.5.2 Caractérisation des eaux usées utilisée :

III.5.2.1 Détermination du pH :

Après étalonnage du pH-mètre de marque Hanna, l'électrode de mesure est plongée dans un bêcher contenant un volume de 20 à 30 ml d'eau usée et on note le pH et la température (même pour la mesure de la conductivité).

III.5.2.2 Détermination de la quantité des MES dans l'eau :

- Placer un papier filtre préalablement séché à 105°C et pesé à 0.1mg près dans un entonnoir de filtration. Soit m_0 la masse du papier filtre pesé en mg.
- Filtrer ensuite un échantillon de volume $V=10$ ml
- Retirer alors le papier filtre et le placer dans une étuve à 105°C pendant 24 heures ;
- Laisser refroidir l'échantillon, dans un dessiccateur sous vide, puis le peser à 0.1mg près m_1 en mg.

La concentration en MES exprimée en mg/l est donnée par la relation :

$$\text{MES} = \left(\frac{m_1 - m_0}{V} \right) \quad (\text{II.4})$$

III.5.2.3 Détermination de la turbidité :

Le turbidimètre que nous avons utilisé est de type (HACH 2100 AN TURBIDIMETER).

- Remplir la cellule à la ligne (environ 15 ml).
- Essuyer la cellule avec un morceau de tissu pour enlever les traces d'eau et les empreintes.
- Cliquer sur le bouton I/O pour allumer le turbidimètre et placer la cellule.
- Cliquer sur le bouton « READ »
- La turbidité est exprimée en NTU, lire la valeur.

III.5.3 Préparations des solutions utilisées pour la détermination de la DCO :

III.5.3.1 La solution de digestion

- On dissout 10.2 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, préalablement séché à 105°C pendant 2 heures, dans environ 500 ml d'eau ;
- On ajoute doucement 167 ml de H_2SO_4 et 33.3 g de HgSO_4 et on agite jusqu'à la dissolution complète ;
- On laisse refroidir et on complète à 1000 ml avec de l'eau distillée.

III.5.3.2 Le réactif acide :

- On ajoute Ag_2SO_4 dans H_2SO_4 concentré à raison de 5.5 g d' Ag_2SO_4 par Kg d'acide sulfurique ;
- On laisse reposer 2 jours jusqu'à la dissolution totale de Ag_2SO_4

III.5.3.3 La solution d'acide sulfurique :

- On prépare 100 ml d'une solution d'acide sulfurique H_2SO_4 9N :
- La densité = $1.83 \text{ g/cm}^3 = 1830 \text{ g/l}$
- La pureté = 96-98 %
- Dans une fiole jaugée (100ml) on verse un peu d'eau distillée, puis on ajoute 25 ml de la solution mère de H_2SO_4 36N et on continue avec l'eau distillée jusqu'au trait de jauge pour obtenir une solution de 9N.

III.5.3.4 La solution étalon de biphthalate de potassium à 1000 mg/L :

- On sèche le biphthalate de potassium au four à $120 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant 2 heures et on laisse refroidir au dessiccateur.
- On dissout 851 mg de biphthalate de potassium dans 800 ml d'eau et on complète à 1000 ml avec de l'eau distillée.

III.5.3.5 Préparation des solutions étalons et des échantillons :

- A partir de la solution étalon de 1000 mg/L, on fait des dilutions dans des fioles. Puis on ajoute 0.5 ml de H_2SO_4 dans chaque fiole.
- On homogénéise les échantillons et les solutions étalons
- On prélève à l'aide d'une pipette 2.5 ml de chaque échantillon et de chaque solution étalons et on l'introduit dans le tube en verre.
- On ajoute lentement 1.5 ml de la solution de digestion dans chaque tube.
- On ajoute lentement 3.5 ml du réactif acide et on visse fermement le bouchon.
- On mélange le tout, lors du mélange la chaleur dégagée est très grande.
- On porte à reflux dans un bloc chauffant à une température de $150 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant une période de 2heures.
- Après minéralisation, on retire les tubes du bloc, on les met dans 1 porte tube et on laisse refroidir à température ambiante.
- On effectue un essai à blanc en remplaçant l'échantillon avec de l'eau distillée.
- On ajuste la longueur d'onde du spectrophotomètre à 420 nm et on effectue la lecture.

III.5.4 Effets de certains paramètres sur l'adsorption d'eau usée sur CAG :

Pour améliorer le pouvoir adsorbant du charbon actif, nous avons optimisé les conditions opératoires suivantes : temps de contact, masse du solide, température, pH et la vitesse d'agitation.

III.5.4.1 Effet de la masse du charbon actif

Pour l'optimisation de la masse du charbon actif utilisée, on a introduit différentes masses (0.2g à 1g) de ce charbon dans 20 ml d'une solution d'eau usée. L'agitation est assurée durant 120 minutes à une vitesse de 250 tr/min et à la température ambiante.

III.5.4.2 Effet du pH initial de l'eau :

Pour l'optimisation du pH, une masse de charbon actif (0.8g pour l'eau clarifiée et 0.6g pour l'eau filtrée) a été introduite dans un volume (20 ml) de solution d'eau usée. L'adsorption a été effectuée dans des milieux de pH différents (2 à 12), Les pH acides et basiques sont obtenus, l'un par addition d'une solution d'acide chlorhydrique et l'autre par addition d'une solution de soude (0.1N), L'adsorption a été effectuée à température ambiante, et sous une agitation de 250 tr/min pendant un temps d'équilibre équivalant à 120 minutes. La quantité de mo est évaluée par analyse de la DCO et du COT.

III.5.4.3 Effet de la Vitesse d'agitation :

Etant donné que la vitesse d'agitation joue un rôle important dans le phénomène d'adsorption, nous avons opté pour l'optimisation de ce paramètre en introduisant des masses connues de charbon actif dans des volumes (20mL) de solution et en agitant à différentes vitesses (150, 200, 250, 300, 500 tr/min) pendant 120 minutes. Des ajustements de pH ont été effectués.

III.5.4.4 Effet du temps de contact :

La détermination du temps d'équilibre permettra de fixer le temps de contact minimum nécessaire entre charbon actif et eau usée aboutissant à une adsorption maximale des matières organiques.

Pour étudier la cinétique d'adsorption sur charbon actif, des volumes de 20 ml d'eau usée sont mélangés avec des masses connues en g du CA. L'ensemble est agité à une vitesse de 250 tr/min pendant un temps de contact (180 minutes). Nous suivons la variation de la concentration en MO de la phase liquide en fonction du temps.

Les résultats trouvés ont été valorisés pour déterminer le temps d'équilibre et par la suite pour déduire le modèle de la cinétique d'adsorption adéquat (pseudo-premier ou pseudo second ordre).

III.5.5 Isothermes d'adsorption

On peut décrire un processus d'adsorption à l'aide d'une isotherme d'adsorption. Une isotherme est une courbe qui représente la relation entre la quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant (Q_e) et la concentration de soluté en solution (C_e) [89].

Pour les expériences des isothermes, différents échantillon de 50 ml sont préparées par dilution de l'eau usée sont mis en contact d'une quantité d'adsorbant m exprimée en g. Le pH est fixé à 6.8. Ils sont ensuite placés sous une agitation moyenne de 250 tr/mn et à la température ambiante pendant 3h.

Lorsque le temps de contact (déterminé par l'étude cinétique) est écoulé, on a déterminé la concentration résiduelle C_r ; la concentration adsorbée est $C_{ads} = C_0 - C_r$

Les échantillons ont été prélevés à intervalle de temps bien définis puis analysés par analyseur de COT.

Tous les résultats présentés sont obtenus après 3 essais.

CHAPITRE IV

Résultats et discussions

IV.1 Caractéristiques physico-chimiques du charbon actif

On procède à leur caractérisation via une série d'analyses physico-chimiques dont certains résultats sont donnés dans le tableau suivant :

Tableau IV.1 : caractéristiques physico-chimiques du CA (OTV de référence NFEN12915)

Caractéristiques	Valeurs
Taille des particules (mm)	0.2<taille<5
Surface spécifique (m ² /g)	932
Taux d'humidité (%)	4.21
Porosité (%)	27
Masse volumique apparente (g/cm ³)	0.41
pH	6.02
pH de point de charge nulle	6.8

La connaissance des caractéristiques de l'adsorbant devrait permettre une meilleure compréhension du phénomène d'adsorption. Le charbon actif choisi possède une surface spécifique importante ce qui se traduit par une grande porosité qui pourrait jouer en faveur de ces capacités sorptionnelles. Son pH est inférieur à 7 ce qui signifie que ce charbon possède un caractère acide. Il présente un taux d'humidité assez faible (se situe dans la norme <5) essentiellement dû aux bonnes conditions de stockage.

La caractérisation physico-chimique du charbon a révélé que le charbon a un caractère acide et une structure poreuse. Sa surface spécifique importante laisse supposer que ses capacités sorptionnelles sont élevées.

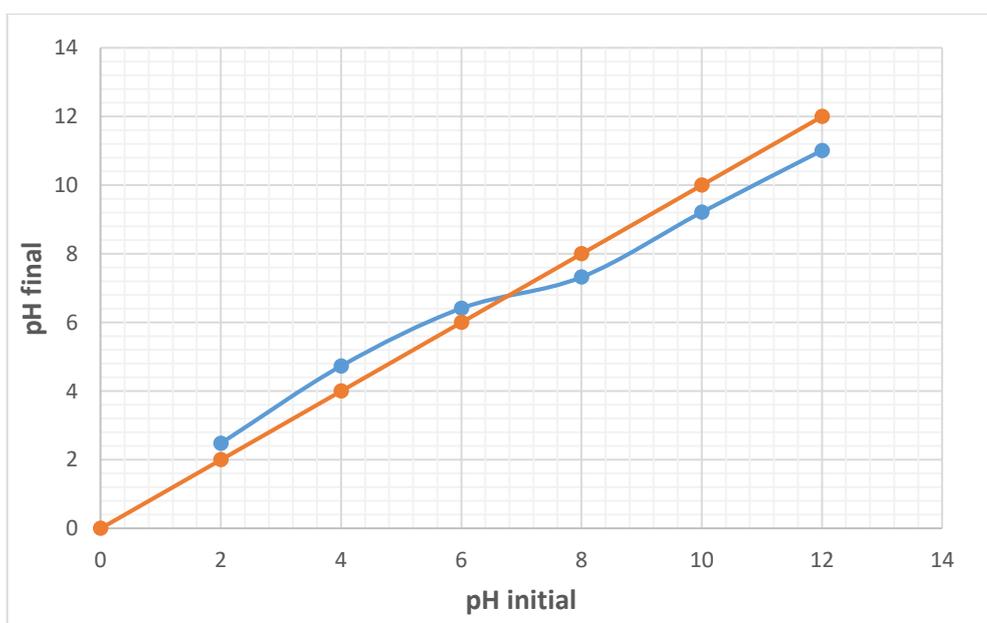


Figure IV.1 : pH au point de charge nulle du charbon actif.

D'après la figure (IV.1), le pH_{zpc} du charbon actif est de 6.8. Pour des valeurs de pH supérieures au pH_{zpc} , la surface du charbon actif est chargée négativement. Pour des pH inférieurs à pH_{zpc} , elle est chargée positivement.

Lorsque le pH initial de la solution est inférieur au pH_{PZC} du charbon, ce dernier va (pour se charger positivement) consommer des protons de la solution qui deviendra moins acide (celui-ci a un comportement basique qui favorise l'adsorption des espèces anioniques). Dans le cas inverse, le CA va céder ses protons à la solution qui deviendra plus acide (favorise donc l'adsorption des espèces cationiques) [137].

IV.2 Caractéristiques des eaux usées utilisées :

Les caractéristiques des deux échantillons d'eaux usées prélevés sont regroupées dans le tableau suivant :

Tableau IV.2 : Caractéristiques des eaux usées utilisées

	pH	Conductivité (μS/cm)	MES (mg/l)	Turbidité (NTU)	DCO (mg d'O₂/l)	COT (mg de C/l)
Eau clarifiée	7.28	1701	43	9.57	110	81.83
Eau filtrée	7.6	1613	26	4.39	69	44.38

L'eau clarifiée : eau ayant subi le traitement secondaire et une décantation.

L'eau filtrée : eau ayant subi une filtration sur sable après décantation et désinfection.

IV.3 Etude des paramètres influençant sur l'adsorption :

IV.3.1 Influence de la masse de l'adsorbant :

L'impact de ce paramètre sur l'efficacité d'adsorption a été étudié en variant la masse de l'adsorbant. La détermination de la masse minimale nécessaire et suffisante d'un matériau pour adsorber un polluant donné, est une étape primordiale à toute étude sur l'adsorption.

La variation de l'efficacité en fonction de la masse de l'adsorbant est schématisée par la courbe de la figure (IV.2).

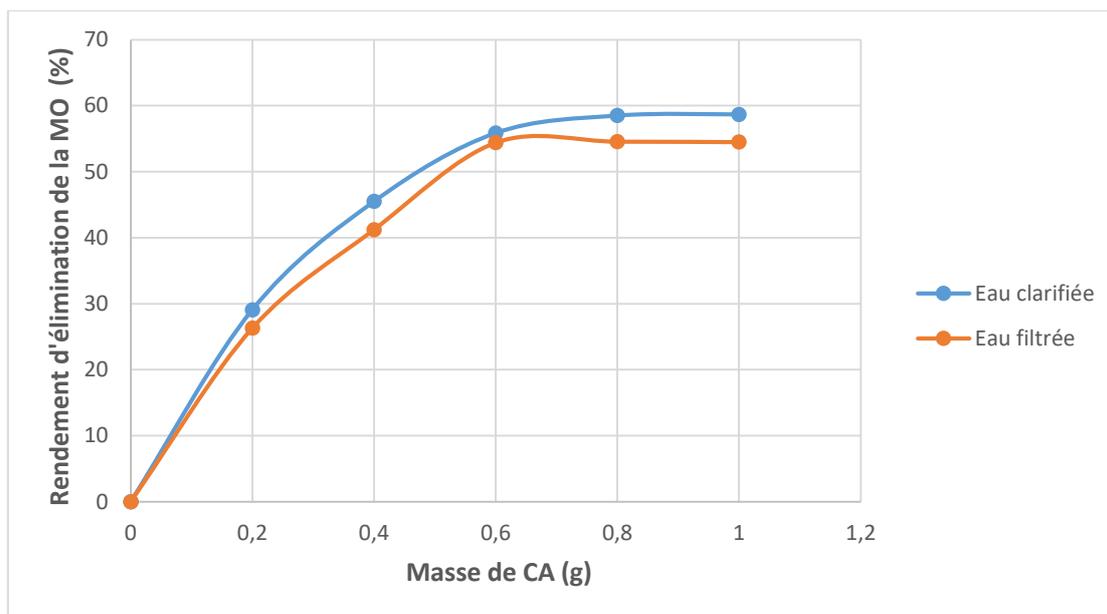


Figure IV.2 : Influence de la masse du charbon actif sur l'adsorption de la matière organique des eaux usées (COT), $V=20$ ml, temps de contact=120 minutes, vitesse d'agitation=250 tr/min, $pH_{EC} = 7.28$, $pH_{EF} = 7.6$.

D'après les résultats consignés dans ces figures nous remarquons que le rendement de l'adsorption augmente avec l'augmentation de la masse de l'adsorbant (CA) pour atteindre une valeur d'équilibre à partir de 0,6 g d'adsorbant pour l'eau filtrée avec un pourcentage d'élimination de 54,55 % et à partir de 0,8 g pour l'eau clarifiée avec un taux de 58,69 %. Au-delà de ces masses le taux d'adsorption est devenu stable.

On peut estimer que l'accroissement de la masse de CA permet d'assurer un nombre de sites assez suffisant pour la fixation de la matière organique sur la surface de CA (augmentation de la surface spécifique).

Cette masse de charbon actif optimisée pour un volume d'eau usée de 20ml est adoptée dans le reste de nos expériences.

IV.3.2 Influence du pH initial de l'eau :

Le pH est un facteur très important dans l'adsorption, en raison de son influence directe sur la charge de la surface de l'adsorbant et sur la nature des espèces ioniques des adsorbats.

L'effet du pH sur le taux d'adsorption, a été étudié sur une large gamme de pH de 2 à 12. Le pH de la solution a été ajusté aux valeurs désirées par l'addition de HCl ou de NaOH (0.1 N).

La courbe obtenue est donnée dans la figure (IV.3).

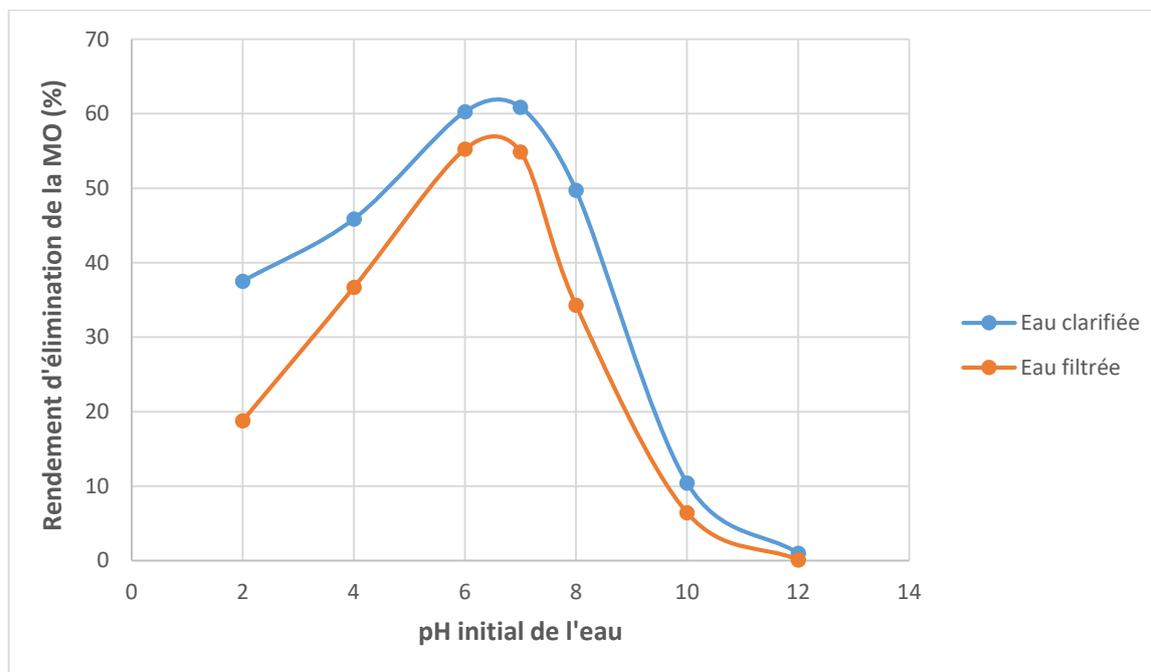


Figure IV.3 : Influence du pH initial de l'eau sur l'adsorption de la matière organique des eaux usées (COT), $V=20$ ml, temps de contact= 120 minutes, vitesse d'agitation= 250 tr/min, $m_{(EC)}=0.8g$, $m_{(EF)}=0.6g$

Les résultats présentés sur la figure (IV.3), montrent que la quantité maximale adsorbée se situe dans l'intervalle de pH (6-7) avec pourcentage d'adsorption 55.25 % à pH=6 pour l'eau filtrée, et un pourcentage 60.87 % à pH=7 pour l'eau clarifiée. .

Au-delà de cette limite, l'efficacité diminue lorsque le pH augmente jusqu'à 12.

On peut dire que l'effet de pH sur l'adsorption observée dans cette étude peut être expliqué par la différente structure des surfaces des adsorbants et des interactions électrostatiques entre ces adsorbants et Adsorbats

Le pH de la solution affecte l'adsorption car il influe sur l'ionisation de l'adsorbat et la charge de la surface des adsorbants. Pour mieux comprendre cette influence, il faut d'abord identifier les espèces chimiques présentes en solution. En effet, la nature de ces espèces dépend fortement du pH du milieu.

Par la suite, les expériences seront réalisées à pH initial de la solution : $6 < \text{pH} < 7$

IV.3.3 Influence de la vitesse d'agitation

Il a été constaté que la capacité d'élimination la plus élevée a eu lieu pour une valeur de vitesse 250 tr/min.

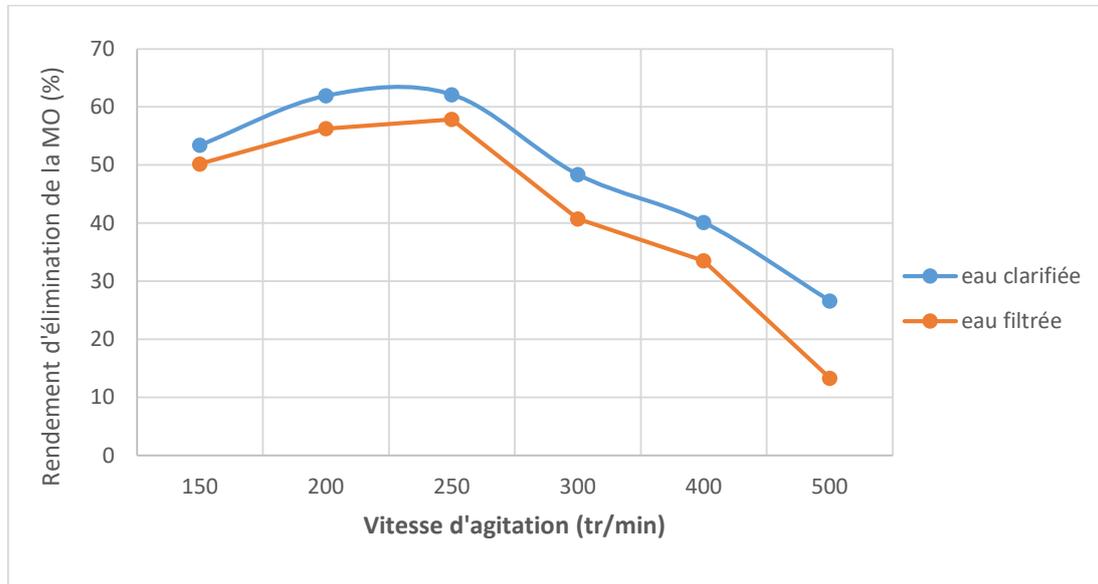


Figure IV.4 : Influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption de la matière organique sur CA (COT), $V=20$ ml, temps de contact=120 minutes, $m_{(EC)}=0.8g$ $m_{(EF)}=0.6g$, $pH_{(EC)}=6.8$ $pH_{(EF)}=6.5$

Ceci peut être expliqué par le fait qu'à cette valeur, probablement une bonne diffusion vers le support est assurée, contrairement aux cas des faibles vitesses où la diffusion est insuffisante ce qui entraîne une adsorption faible. Dans le cas des vitesses d'agitation très élevées, les particules vont s'agglomérer et ne disposeront pas d'assez de temps pour se fixer sur la surface

- Vitesse d'agitation ≤ 250 tr/min :

L'augmentation de la quantité adsorbée avec l'augmentation de la vitesse d'agitation jusqu'à la valeur de 250 tr/min peut être expliquée par la diminution de l'épaisseur du film liquide à l'interface solide-liquide, ce qui facilite le passage du soluté de la solution vers l'adsorbant.

- Vitesse d'agitation > 250 tr/min :

La quantité adsorbée diminue considérablement, ceci pourrait être dû au mouvement du flux de matière provoqué par les grandes vitesses et qui favorise le phénomène de désorption.

IV.3.4 Effet du temps de contact :

L'étude de la cinétique d'adsorption permet de déterminer le temps de contact nécessaire pour atteindre l'équilibre, il s'agit du temps à partir duquel la concentration de soluté n'évolue pas

Le but est de déterminer le temps pour lequel l'équilibre d'adsorption est atteint, en traçant l'évolution du rendement d'adsorption pour des temps de contact qui varient entre 0 et 180min.

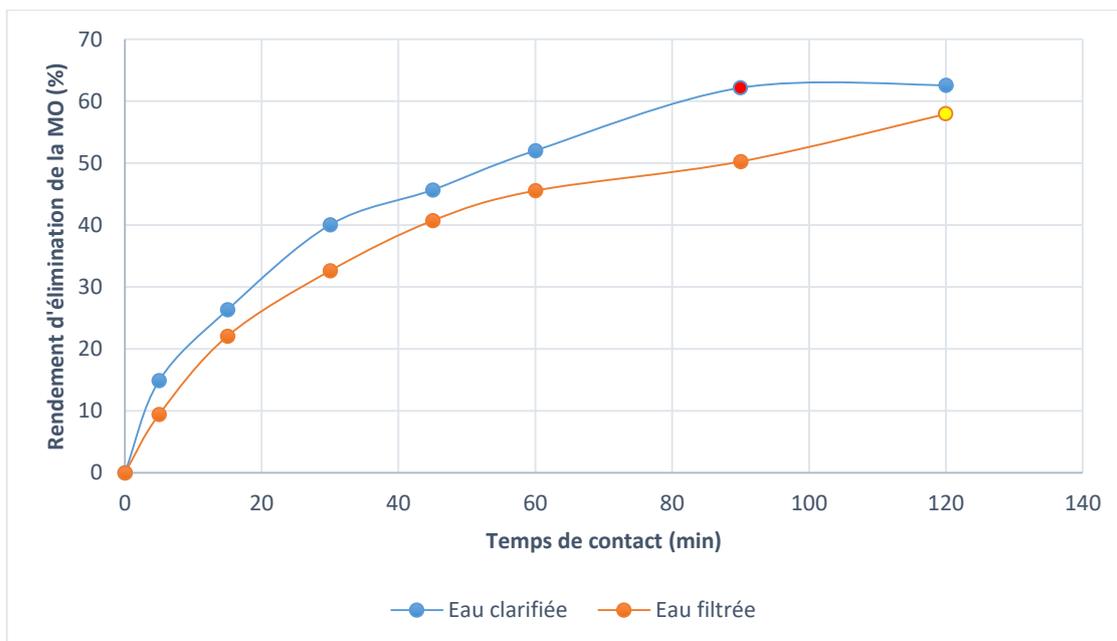


Figure IV.5 : Influence du temps de contact sur l'adsorption de la matière organique sur CA (COT), $V=20$ ml, temps de contact=180 minutes, vitesse d'agitation=250 tr/min, $pH_{(EC)} = 6.8$, $pH_{(EF)} = 6.5$, $m_{(EC)} = 0.8g$ $m_{(EF)} = 0.6g$

Les résultats obtenus montrent que la capacité d'adsorption augmente en fonction du temps de contact jusqu'à atteindre un palier de saturation. Ce phénomène peut être expliqué par la diffusion moléculaire des ions vers les sites d'adsorption jusqu'à atteindre un équilibre d'adsorption où tous les sites deviennent occupés

Graphiquement, Dans le cas de l'eau clarifiée, l'équilibre est atteint après une durée de 90 minutes avec un taux d'adsorption de 62.56 %. Et pour l'eau filtrée la pente devient très faible à l'approche de l'équilibre, après 120 minutes de contact. Un taux de 58.35% de la matière organique est adsorbé.

À travers les résultats, nous concluons que dans ces conditions pseudo-équilibre la quantité adsorbée augmente avec le temps de contact entre l'adsorbant et l'adsorbé. L'adsorption est tout d'abord rapide et transitoire, ensuite elle devient stable au bout de 120 minutes où le régime permanent est atteint.

Le temps de contact est fixé (2h) pour toutes les expériences.

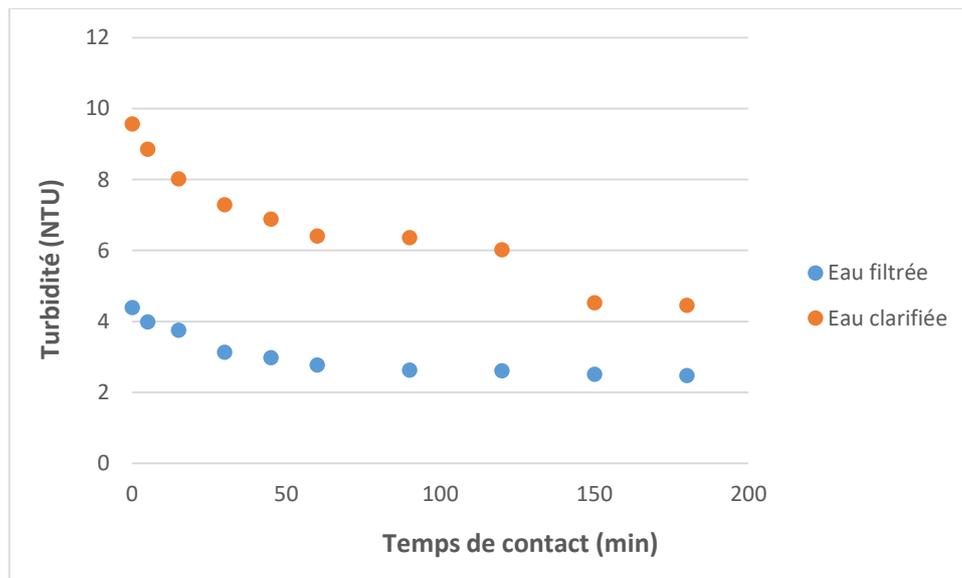


Figure IV.6 : évolution de la turbidité d'eau traitée par CA en fonction du temps de contact

Visiblement l'eau était claire.

Le taux d'élimination de la turbidité de l'eau filtrée et celle de l'eau clarifiée est respectivement 43.5% et 53.4%. Les valeurs atteintes sont 2.48 et 4.46 NTU.

Remarque : ces valeurs sont inférieures à 5 NTU correspondants à la norme fixées pour l'eau potable.

IV.4 Modélisation de la cinétique d'adsorption :

Afin de déterminer le modèle cinétique d'adsorption de la matière organique des eaux usées sur le charbon actif, trois modèles ont été appliqués pour décrire la cinétique d'adsorption, nous citons : pseudo-premier ordre, pseudo-second ordre et la diffusion intraparticulaire.

IV.4.1 Modèle de pseudo premier ordre :

Les droites données par les tracés de $\ln(q_e - q_t)$ en fonction du temps, relatifs aux cinétiques de pseudo-premier ordre de Lagergren sont présentées sur les figures (IV.7) et (IV.8). Les pentes de ces droites représentent les constantes de vitesse k_1 . Les valeurs de k_1 , les coefficients de corrélation des régressions linéaires (R^2) respectifs obtenus et les capacités d'adsorption à l'équilibre (expérimentales et calculées), sont exposés dans le tableau (IV.3).

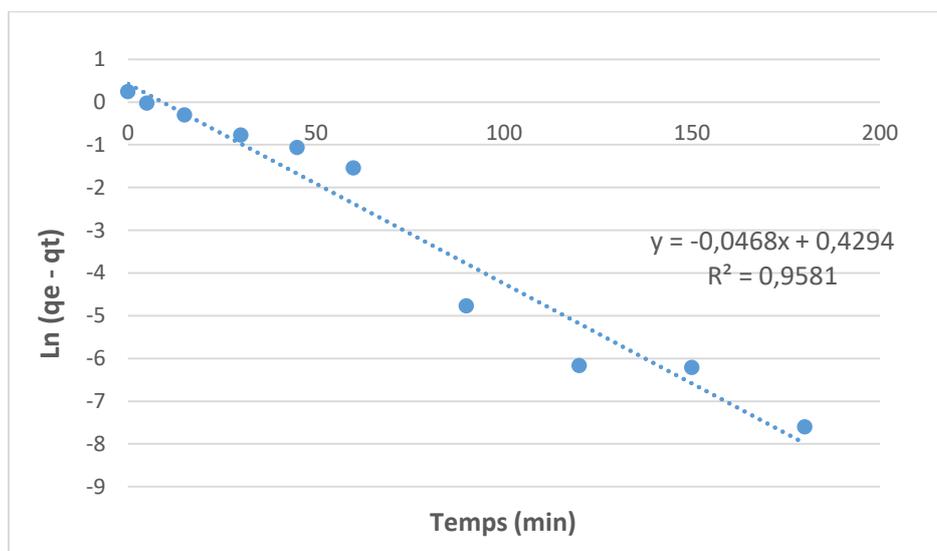


Figure IV.7 : Courbes de pseudo-premier ordre de Lagergren pour l'adsorption de la matière organique de l'eau clarifiée sur le CA

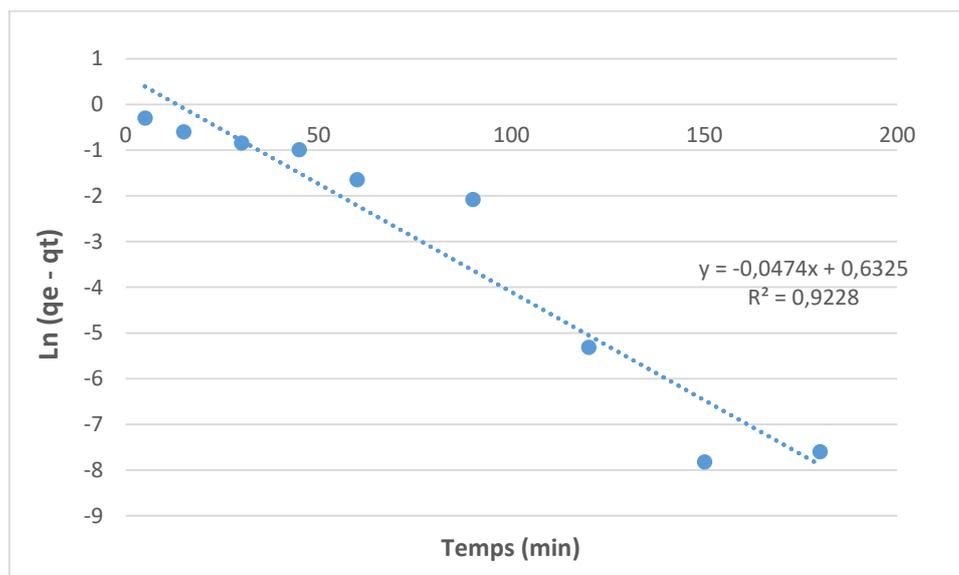


Figure IV.8 : Courbes de pseudo-premier ordre de Lagergren pour l'adsorption de la matière organique de l'eau filtrée sur le CA.

IV.4.2 Modèle de pseudo-second ordre :

Les droites données par les tracés des « t/q_t » en fonction du temps, relatives aux modèles de pseudo-second ordre, sont présentées sur les Figures (IV.9) et (IV.10). Les coefficients de corrélation des régressions linéaires obtenus (R^2), les constantes de vitesse K_2 , et les capacités d'adsorption à l'équilibre (expérimentales et calculées) sont présentés dans le tableau (IV.3)

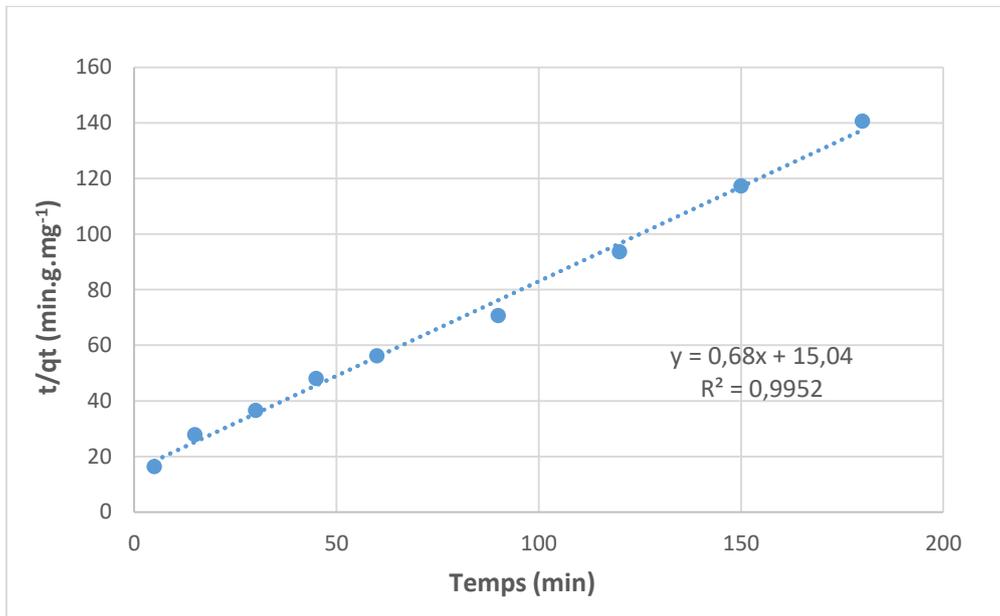


Figure IV.9 : Modèle de pseudo-second ordre pour l'eau clarifiée.

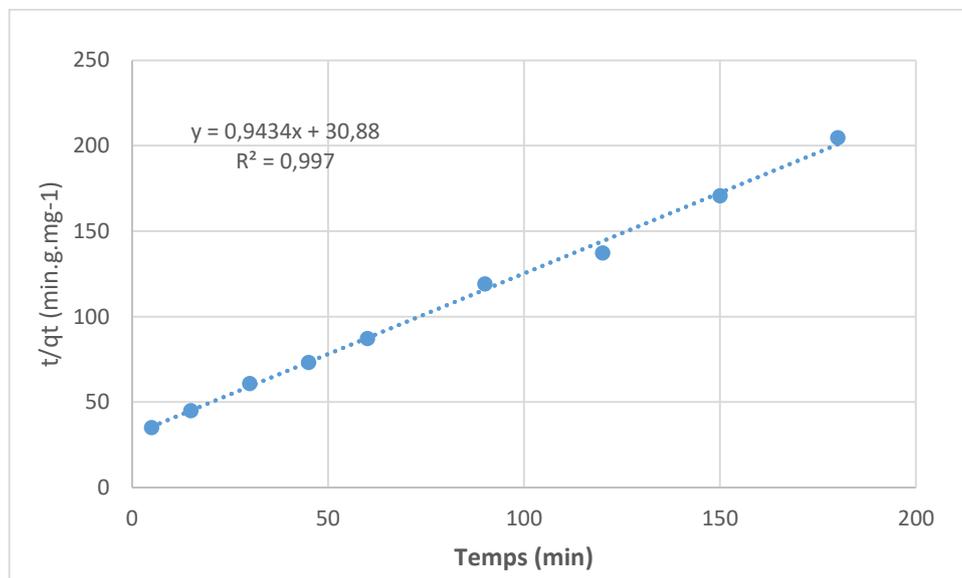


Figure IV.10 : Modèle de pseudo-second ordre pour l'eau filtrée.

Les constantes et les valeurs du coefficient de corrélation (R^2) d'après les résultats obtenues sur figures sont regroupées dans le tableau (IV.3).

Tableau IV.3 : Paramètres des modèles de pseudo premier ordre et second ordre issus de la modélisation de la cinétique d'adsorption

Modèle	Pseudo-premier ordre				Pseudo-second ordre			
	K (min^{-1})	R^2	Q exp (mg/g)	Q clc (mg/g)	K g/mg.mn	R^2	Q exp (mg/g)	Q clc (mg/g)
Eau clarifiée	0.0468	0.9581	1.28	1.536	0.0329	0.9952	1.28	1.42
Eau filtrée	0.0474	0.9228	0.8789	1.88	0.029	0.997	0.8789	1.059

D'après ces résultats, Nous remarquons que :

- ✓ Les valeurs du coefficient de corrélation R^2 pour le modèle du second-ordre sont plus proches à l'unité que ceux du modèle du premier-ordre, montrant que la linéarisation est meilleure.
- ✓ Les valeurs de la quantité adsorbée trouvées dans le modèle pseudo-second ordre sont les plus proches à celles des quantités adsorbées expérimentales.

Alors le modèle cinétique de pseudo premier ordre n'est donc pas applicable. Le modèle du pseudo-second-ordre est le plus fiable pour déterminer l'ordre des cinétiques d'adsorption et qui donne une meilleure description par rapport au modèle du pseudo-premier-ordre.

IV.4.3 Modèle de la diffusion intra-particulaire de WEBER et MORRIS :

L'évolution de la quantité adsorbée en fonction de la racine carrée du temps est présentée sur les Figures (IV.11) et (IV.12).

Les paramètres du modèle de Weber et Morris sont regroupés dans le Tableau (IV.4).

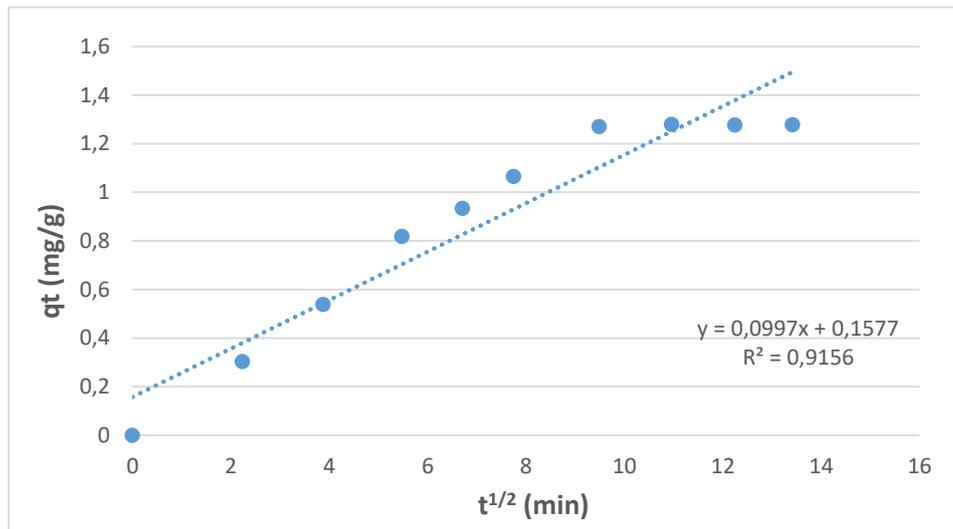


Figure IV.11 : Modèle de la diffusion intra particulaire pour l'eau clarifiée.

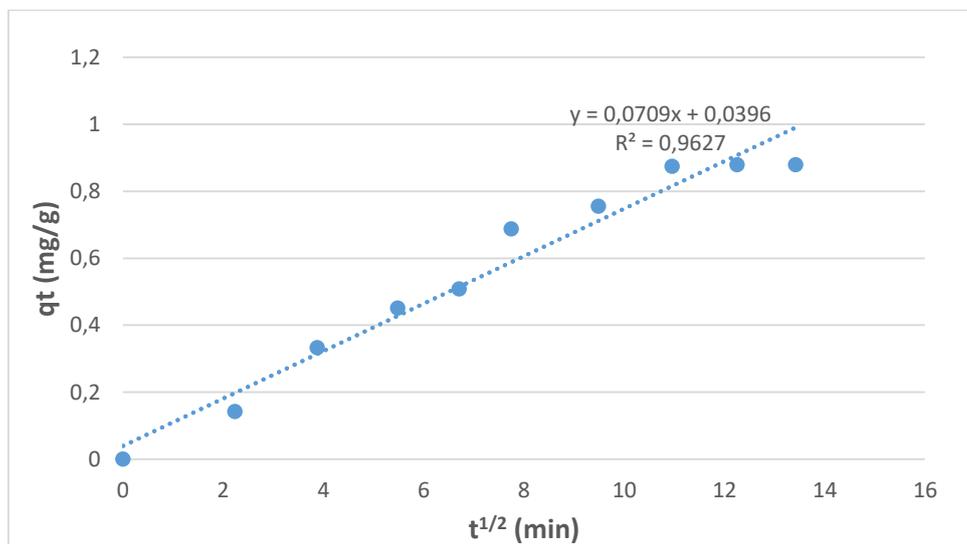


Figure IV.12 : Modèle de la diffusion intra-particulaire pour l'eau filtrée.

Tableau IV.4 : Paramètres obtenus selon le modèle de Morris -Weber

Modèle	Diffusion intra-particulaire		
	K	R ²	C
Eau clarifiée	0.0997	0.9156	0.1577
Eau filtrée	0.0709	0.9627	0.0396

Les résultats de cinétique obtenus, peuvent être utilisés pour déterminer si la diffusion des particules est l'étape limitative de phénomène d'adsorption. Si l'allure des courbes de la concentration adsorbée en fonction de $t^{1/2}$ est une droite qui passe par l'origine, on dit que cette étape est l'étape limitative. Alors que les courbes (IV.11) et (IV.12) sont des droites qui ne passent pas par l'origine ($C \neq 0$), cela explique que la diffusion des particules est impliqué dans le processus d'adsorption mais elle n'est pas limitative et que d'autre mécanismes sont impliqué tel que le transfert intra-granulaire et la réaction d'adsorption au contact des sites actif (la diffusion intra-particulaire est impliquée dans le mécanisme d'élimination, mais n'est pas la seule étape limitante).

IV.5 Isothermes d'adsorption :

Ces courbes représentent la quantité adsorbée (q) en fonction de la concentration de la solution à l'équilibre (C_e).

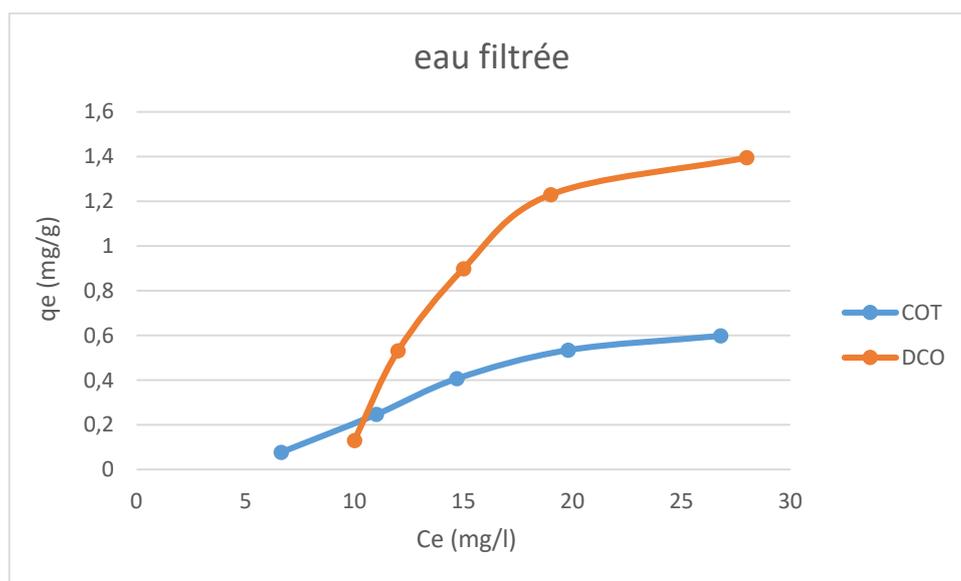


Figure IV.13 : isotherme d'adsorption des MO sur le CA :
Eau filtrée

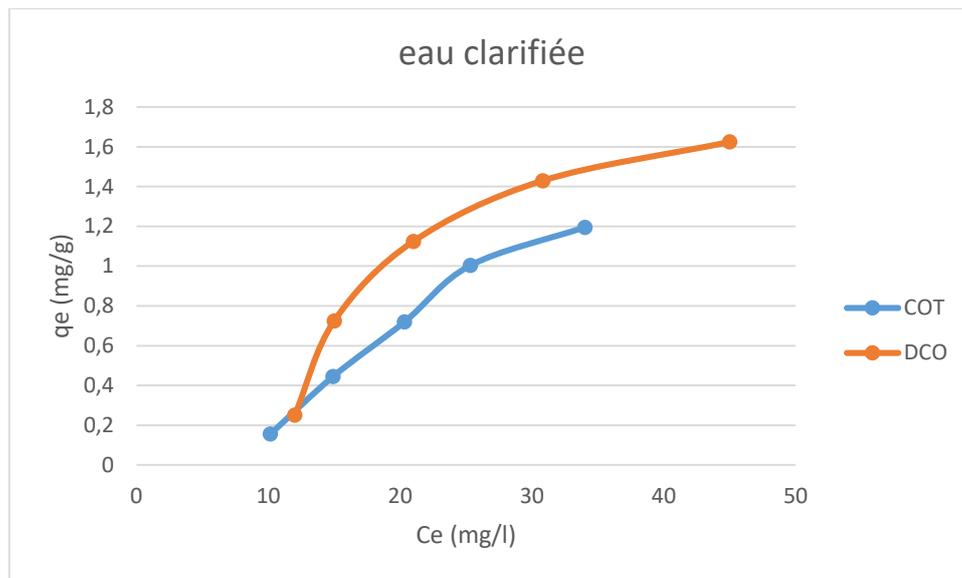


Figure IV.14 : isotherme d'adsorption des MO sur le CA :
Eau clarifiée.

En se référant à la classification de Giles et al (1960), on remarque que les isothermes d'adsorption des mo sur le CA pour les deux échantillons sont de type L.

Dans ce type d'isotherme d'adsorption, la partie initiale informe sur la disponibilité des sites actifs pour l'adsorbat et le plateau signifie la formation d'une monocouche. La courbure initiale indique qu'une grande quantité de mo est adsorbée à des concentrations faibles au moment où les sites actifs sont disponibles, quand la concentration augmente, il devient de plus en plus difficile au mo de trouver des sites vacants et la formation de monocouche intervient alors [138].

L'espèce adsorbée se fixe sur un site bien défini du solide, chaque site n'est susceptible de fixer qu'une seule molécule et que l'énergie d'adsorption de tous les sites est identique et indépendante de la présence d'espèces adsorbées sur les sites voisins.

Le nombre de sites actifs, qui est limité, diminue au fur et à mesure de la progression de l'adsorption. Ces sites ne peuvent accueillir plus d'une seule couche moléculaire ce qui indique que l'adsorption est de type mono-moléculaire.

Dans ce type d'isothermes, celles de Langmuir sont les plus fréquentes.

IV.5.1 Modélisation des isothermes :

Il existe un nombre considérable de modèles mathématiques qui décrivent l'adsorption et permettent d'évaluer la capacité maximale d'adsorbant. Afin de modéliser l'isotherme expérimentale obtenue, deux modèles ont été choisis : le modèle de Langmuir et le modèle de Freundlich.

IV.5.1.1 Modèle de Langmuir :

Les représentations graphiques de cette isotherme sont les suivants :

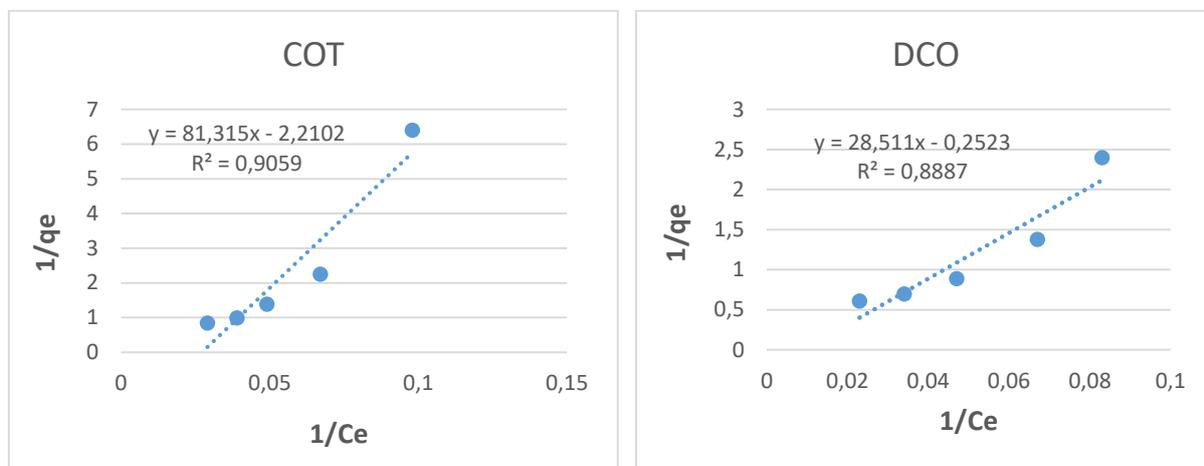


Figure IV.15 : Modèle linéaire de Langmuir de l'eau clarifiée

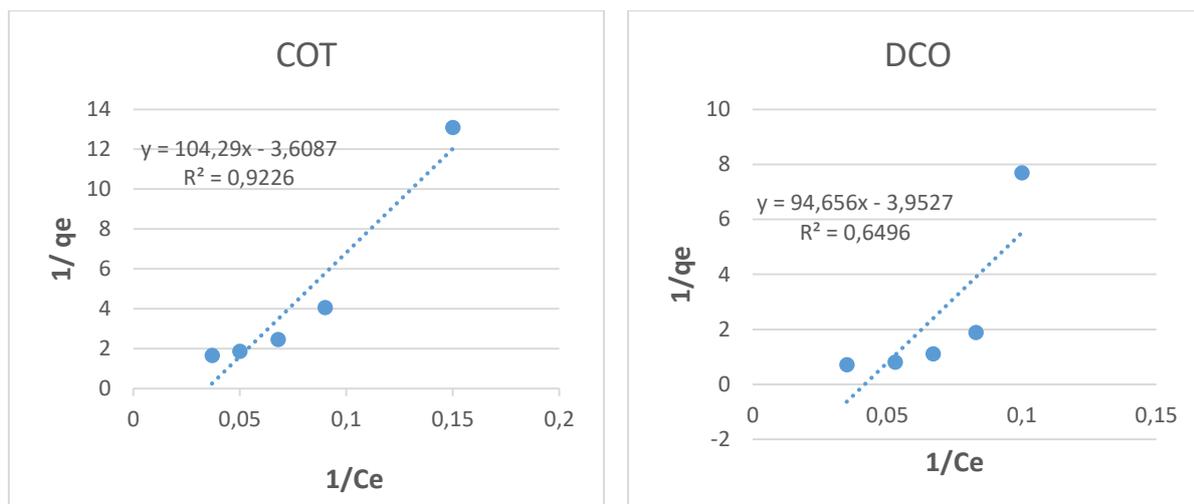


Figure IV.16 : Modèle linéaire de Langmuir de l'eau filtrée

Le modèle de Langmuir est valide pour une couverture monocouche d'adsorption de chaque molécule sur une surface complètement homogène. Selon ce modèle, une fois qu'une molécule occupe un site, aucune autre adsorption ne peut avoir lieu sur ce site.

IV.5.1.2 Modèle de FREUNDLICH

Le tracé des courbes (Ln Qe) en fonction de (Ln Ce) est représenté sur les figures (IV.17) et (IV.18) :

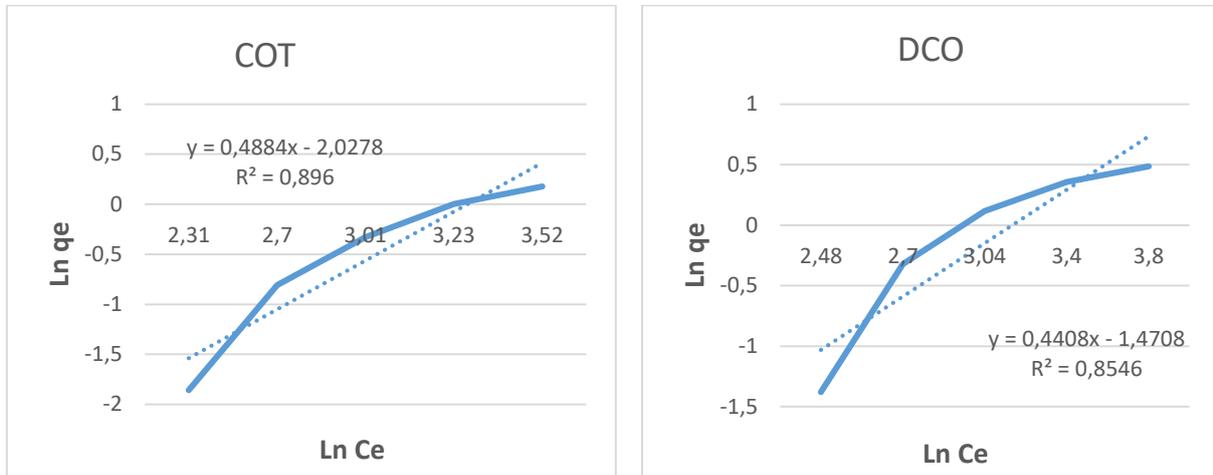


Figure IV.17 : Isotherme d'adsorption selon le modèle de Freundlich de l'eau clarifiée

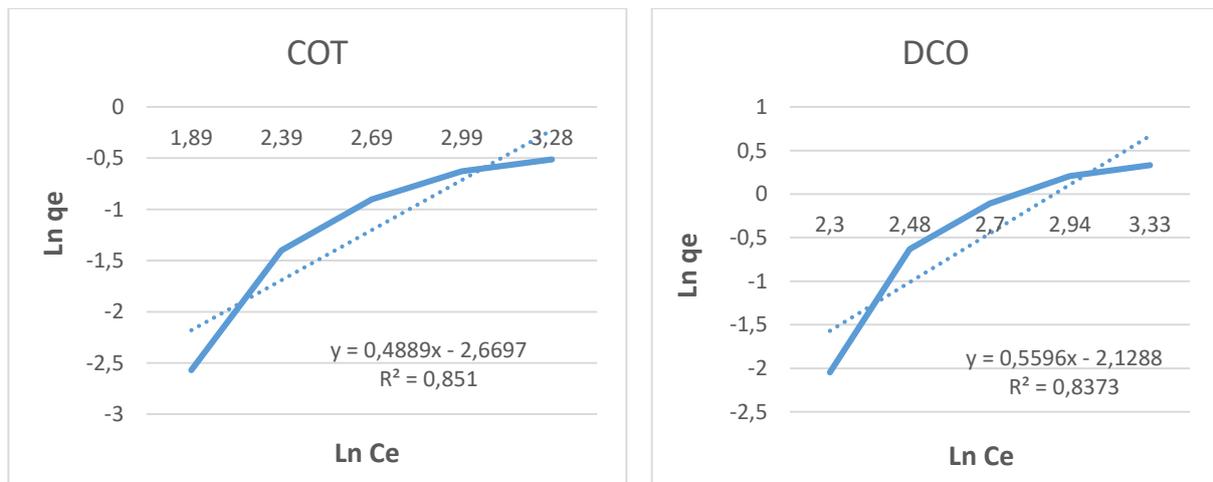


Figure IV.18 : Isotherme d'adsorption selon le modèle de Freundlich de l'eau filtrée

L'isotherme d'adsorption de Freundlich est une indication de l'hétérogénéité de la surface de l'adsorbant.

Les représentations linéaires des valeurs expérimentales de ce processus d'adsorption nous ont permis de déterminer les paramètres d'équilibre et les valeurs des constantes de Langmuir et de Freundlich calculées par régression linéaire.

Tableau. IV.5 : Paramètres d'équilibres d'adsorption selon le modèle de Langmuir et de Freundlich

		Langmuir			Freundlich		
		Q_{\max}	K_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2
COT	EC	0.4524	0.0272	0.9059	0.1316	0.4884	0.896
	EF	0.2771	0.0346	0.9226	0.0693	0.4889	0.851
DCO	EC	3.9635	0.0088	0.8887	0.2297	0.4408	0.8546
	EF	0.2529	0.0417	0.6496	0.1189	0.5596	0.8373

Les valeurs des coefficients de corrélation dévoilent que le processus d'adsorption est décrit d'une manière favorable par l'isotherme de Langmuir pour les deux échantillons, confirmant la nature chimique du processus d'adsorption. Ainsi, l'adsorption semble être du type monomoléculaire, la surface étant saturée lors du remplissage de la monocouche.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'assainissement des eaux usées est une étape importante et décisive pour préserver la ressource en eau. Sans elle, les rivières se transformeraient en égout. Par le traitement des eaux usées, deux sous-produit essentiel sont générés (l'eau épurée et la boue). Ces deux éléments peuvent constituer des appoints dans les domaines de l'agriculture, l'industrie et le domaine urbain tels que l'apport de nouvelles ressources hydrique et l'amendement en fertilisant et en engrais naturels.

La réutilisation des eaux usées est une technique en pleine expansion principalement associée à l'agriculture. Cette réutilisation a pour objectif principal la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques et de trouver des sources d'eau alternatives pour l'irrigation vu les bénéfices qu'elle peut apporter pour les cultures. En effet elles contiennent des éléments fertilisants (azotes, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (Fer, Cuivre, Zinc. etc.) qui peuvent augmenter le rendement.

L'investissement en irrigation permettra un gain en ressources naturelles, une protection de l'environnement et l'équilibre écologique. La surveillance générale et le contrôle de la qualité de l'eau usée ne sont pas la responsabilité des agriculteurs mais des autorités. La qualité dépend du niveau de traitement, de la maintenance et de l'entretien du système de traitement et de l'expérience des personnes faisant fonctionner la station d'épuration des eaux résiduares. Cependant, la formation des agriculteurs pour suivre, au moins visuellement ou avec des essais simples, la qualité de l'eau usée peut être très utile. Les changements de couleur de l'eau usée ou la croissance abondante des algues sont des indicateurs d'un niveau élevé en produits chimiques et en nutriments dans l'eau usée, l'odeur indique un traitement insuffisant, ils devraient être formés sur ces aspects avant l'attribution de l'eau usée pour l'irrigation.

La réutilisation dans le secteur de l'industrie et le secteur urbain exige un traitement plus poussé pour une qualité d'eau exempt de MO ou toute autre matière néfaste au domaine d'application concerné.

Il est difficile de définir une méthode universelle qui pourrait être utilisée pour l'élimination de tous les contaminants des eaux usées et plus particulièrement, les polluants organiques. Parmi les nombreux et divers procédés de traitement, actuellement, employés pour le traitement des eaux usées, l'adsorption sur charbon actif est considérée comme étant une technique recommandée pour réduire les concentrations des mo dans les rejets des stations d'épuration des eaux des usées.

Ce travail de recherche que nous avons abordé se concentre sur le traitement, par la méthode d'adsorption sur CAG, de deux types d'eaux de la STEP de Baraki : les eaux usées clarifiées (prises à la sortie du décanteur secondaire) et les eaux usées filtrées (traitement tertiaire par la filtration sur sable). Le premier échantillon subit une adsorption sur charbon actif uniquement pour déterminer le rendement d'élimination. Dans le deuxième l'adsorption est effectuée après filtration sur sable.

La combinaison de la filtration sur sable et de l'adsorption sur charbon actif comme un traitement tertiaire des eaux usées épurées a amélioré l'élimination de la matière organique dissoute et améliorer leur qualité. On a pu constater une amélioration nette de la teneur en MES,

turbidité et MO en associant les deux méthodes comparé à l'utilisation de la filtration sur sable seule.

Après une caractérisation physico-chimique du charbon actif et des échantillons d'eaux utilisées, nous nous sommes penchés sur l'étude de la rétention des mo par ce matériau.

Les essais réalisés ont permis d'étudier l'influence de certains paramètres sur la capacité d'adsorption et les rendements d'élimination en solution aqueuse. Nous avons limitée cette étude à l'influence, du temps de contact adsorbant-adsorbat, du pH initial de l'eau, la masse de l'adsorbant et la vitesse d'agitation.

A travers tous les résultats obtenus, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

- ✓ L'étude du temps de contact entre le polluant et l'adsorbant a montré que l'équilibre est atteint au bout de 90min (pour l'eau clarifiée) et 120min (pour l'eau filtrée). Ces résultats peuvent s'expliquer par la différence de la charge en MO, la taille des molécules dissoutes dans l'eau, de leurs structures chimiques et de polarité. Ces caractéristiques influenceront la vitesse et l'efficacité de l'adsorption sur le charbon actif.
- ✓ Les paramètres opératoires tels que le pH du milieu, la masse d'adsorbant et la vitesse d'agitation ont un effet significatif sur le rendement d'adsorption.
- ✓ Le ($6 < \text{pH} < 7$), assez proche de la neutralité, est celui qui donne le meilleur rendement d'adsorption que ce soit pour l'eau clarifiée ou l'eau filtrée, due aux attractions électrostatiques élevées entre les charges négatives du polluant et les charges positives de charbon actif.
- ✓ La quantité adsorbée augmente avec la vitesse d'agitation, jusqu'à 250 tr/min. Au-delà de cette vitesse son influence devient inverse.
- ✓ La quantité des mo adsorbée est optimale à température ambiante.

La modélisation mathématique des résultats nous a permis de conclure que :

Pour la cinétique d'adsorption, les modèles de pseudo-premier ordre, le modèle second-ordre et le modèle de diffusion intra-particulaire ont été testés. L'étude montre que mécanisme d'adsorption peut être décrit par une cinétique du pseudo-second ordre. Par ailleurs, la diffusion intra-particulaire semble être une étape non négligeable dans le processus de l'adsorption mais pas une étape limitante.

Les mesures des concentrations à l'équilibre pour différentes concentration initiales ont permis de tracer l'isotherme d'adsorption. Cette dernière est de type (L) selon la classification de Giles et al. L'application des modèles de Langmuir et Freundlich a révélé que les modèles de Langmuir sont ceux qui décrivent d'une manière très satisfaisante l'adsorption par le charbon actif.

Les données obtenues permettent de conclure ce qui suit :

Les valeurs de DCO et de COT après adsorption ont montré une très bonne diminution de la charge organique totale (biodégradable et non biodégradable).

L'étude du temps de contact entre le polluant et l'adsorbant a montré que l'équilibre est atteint au bout de 90min avec un taux de 62.56% (pour l'eau clarifiée) et 120min avec un taux d'élimination de 58.35 % (pour l'eau filtrée).

La quantité maximale adsorbée se situe dans l'intervalle de pH (6-7) avec pourcentage d'adsorption 55.25 % à pH=6 pour l'eau filtrée, et un pourcentage 60.87 % à pH=7 pour l'eau clarifiée.

Pour la masse du CA, la valeur d'équilibre pour l'eau filtrée est de 0.6 g avec un pourcentage d'élimination de 54.55 % et de 0.8 g pour l'eau clarifiée avec un taux de 58.69 %.

Les pourcentages d'élimination de la matière en suspension présentes dans l'eau usée brute après filtration sont très élevés est remarquable, les valeurs de MES obtenues pour les eaux traitées varient entre de 2 et 12 mg/l.

Les valeurs de la turbidité de l'eau traitée oscillent entre 2.48 et 4,46 NTU, ce qui indique que le rendement de clarification de l'effluent traité est important.

L'étude a montré que les performances de ce traitement sont bonnes (inférieures aux normes de rejet contractuelles), pour les mesures que nous avons pu effectuer, la grande différence entre les valeurs des eaux traitées par adsorption et celles des eaux non traitées reflète le degré d'efficacité de l'adsorption sur charbon actif.

Aussi la STEP de BARAKI dispose d'une installation UV, qui désinfecte les eaux usées après la filtration sur sable. Ils assurent une désinfection parfaite pour garantir en permanence une eau conforme aux réglementations qui peuvent être réutilisée par la suite (REUSE). Les rayons UV permettent de détruire les bactéries, virus et autres microorganismes.

L'élimination des microorganismes est importante pour toute réutilisation. Elle permet de réutiliser l'eau usée épurée pour l'irrigation agricole, l'arrosage des espaces verts et des golfs, ou pour des procès industriel (eaux de lavage...).

En guise de perspectives, il est intéressant de poursuivre cette étude en optimisant d'autres paramètres susceptibles d'influer sur le processus d'adsorption pour éliminer d'autres composés tels l'alcalinité, les métaux lourds, substances toxiques, etc... et d'introduire d'autres processus de traitement pour pouvoir atteindre la potabilité de ces eaux afin d'optimiser la gestion des ressources en eau en Algérie.

**Références
Bibliographiques**

Références Bibliographiques

- [01] : L'eau et les changements climatiques Rapport mondiale des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2020.
- [02] : LOUAGUENOUNI Kahina. «Suivi de la qualité des eaux usées traitées de la STEP de BARAKI pour une réutilisation agricole». Mémoire de Master en Agronomie. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 2017.
- [03] : MRE. Le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources.2003
- [04] : MRE. Enquête : Actualisation de l'inventaire du réseau national d'assainissement. 2012.
- [05] : MRE : Document interne, Ministère des Ressources en Eau, Algérie.2012.
- [06] : Pasquini Laure. «Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration». Thèse de doctorat. Université de Lorraine, 2013.
- [07] : Amourache-Benazzouz Mounia. «Etude de l'élimination du bleu de méthylène et de composés organiques toxiques à partir de solutions aqueuses par un biosorbant non conventionnel, *Claviceps purpurea* hébergé par *Elytrigia repens* L : Implications sur la dépollution de l'eau et cas d'études». Thèse de doctorat. Chimie, Physique et Analytique. Université de Guelma, 2019.
- [08] : Selghi R. Différentes filières de traitement des eaux, ed univ IZ Rabat, 2012. p22
- [09] : Paulsrud et Haraldsen. Experiences with the Norwegian approval system for smallwaste water, 1993.
- [10] : Dugniolle, Dugniolle H. L'assainissement des eaux résiduaires domestiques. CSTC, revue n°3_septembre, 1980. p44-52
- [11] : Glamic et Bennetion : Glanic R et Bennetion J-P. Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome. TSM. L'eau-84 année-n°11,1989. p573-584
- [12] : Grosclaude g. L'eau : usage et polluants. Edition INRA, 1999. 210p
- [13] : ATTAB Sarah. «Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées dela station d'épuration de HAUD BERKAOUI par l'utilisation d'un filtre à sable local». Mémoire de magister. Université KASDI MERBAH-OUARGLA, 2011.
- [14] : Gomella C et Guerre H. «Le traitement des eaux publiques, industrielles et Privées», Ed. Eyrolles. Paris, 1978.
- [15] : Edline F. L'épuration biologique des eaux résiduaires. Ed. CEBEDOC. Paris, 1979. 306p.
- [16] : Garg S K. Sewage disposal and air pollution engineering, New Delhi. Vineet Khanna, 1979.
- [17] : GOUJOUX. Pollution des milieux aquatiques, aide-mémoire. France : édition technique et documentation lavoisier, 1995.
- [18] : Libes Y. «Les eaux usées et leur épuration». 2010.

- [19] : GROSCLAUDE.G L'eau : Tome 2 : Usages et polluants, 1999.
- [20] : « Etude et suivi des effluents liquides dans l'unité de traitement du complexe GL1/Z ». 2013.
- [21] : Belbachir.S et Habbeddine.S. «Etude d'un Système d'épuration des eaux usées des localités de Nedroma et Ghazaouet». Mémoire de Master, hydraulique. Université de tlemcen, 2017. 136p.
- [22] : Labbaci.H et Boumenkar.T «Analyse des anomalies et redimensionnement de la STEP de la Wilaya de SKIKDA». Mémoire Master, hydraulique urbaine. Université Badji Mokhtar Annaba, 2019.
- [23] : Rattan.R.K., et al. «Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. Agriculture, Ecosystems and Environment». 2005. 109p.
- [24] : Mechati.F, «Etude des paramètres physico-chimiques avant et après traitements des rejetsliquides de la raffinerie de SKIKDA». Mémoire de magister, 2006.
- [25] : Hamadech M. «Etude de la valorisation des eaux usées épurées et les possibilités de réutilisation dans l'industrie et l'agriculture». Mémoire ing. U.S.T.H.B.,Bab Ezzouar, Alger, 2006. 73p.
- [26] : AWWA Staff. «Water quality - principles and practices of water supply operations». American Water Works Association, 2011.
- [27] : F.A.O, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, «L'irrigation avec les eaux usées traitées : Manuel d'utilisation», 2003.
- [28] : O.Thomas, Métrologie des eaux résiduaires, Ed. Cebedoc, 1995.
- [29] : Rejesk F. « Analyse des eaux ; aspects réglementaires et techniques ». Centre régional de documentaires techniques pédagogique d'aquitaine, 2005.
- [30] :Rejesk F. «Analyse de l'eau, aspect réglementaire et technique». Édition CRDP. Aquitaine, 2002. p 358
- [31] : «Les différents paramètres physiques et chimiques des eaux et commentaires.* - CPEPESC - Commission de Protection des Eaux », CPEPESC, 2017. <https://www.cpepesc.org/Les-principaux-parametres.html> (consulté le 26 mars, 2023)
- [32] : Gaid. A. Traitement Des Eaux Usées Urbaines. Techniques De l'Ingénieur, 5eme Edi, 1993.
- [33] : Rejesk.F. Analyse des eaux, Ed. Ressource par l'éducation nationale, 2002.
- [34] :Rodier.J, Legube.B, Merlet.N, Brunet.R. «L'analyse de l'eau - 9e éd : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer». Dunod. France, 2009.
- [35] : PRADERIE.M «Contribution à l'étude du traitement des eaux résiduaires urbaines par boues activées à membranes immergées». Thèse doctorat. Institut Polytechnique de Toulouse, 1996.

- [36] : Zeghoud. «L'étude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra». Mémoire de Master. Université d'El Oued, 2014.
- [37] : Rodier J. L'analyse de l'eau, 9ème édition Dunod. Paris, 2009.
- [38] : Salghi,R. «Différentes filières de traitement des eaux». ENSA Agadir, 2017.
- [39] : RODIER J. Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer ,8eme édition. Paris : Dunod, 2005.
- [40] : Vandermeersch S, «Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes», Mémoire de master gestion de l'environnement, université libre de Bruxelles, 2006.
- [41] : DEGREMONT SUEZ. Mémento technique de l'eau : Edition technique et documentation Lavoisier. Paris, 2005.
- [42] : Edeline F. L'épuration biologique des eaux résiduaires, 1980.
- [43] : « Définitions et principe de fonctionnement d'une station d'épuration. - Définitions et principe de fonctionnement d'une station d'épuration. », Centre d'hygiène et de salubrité publique, 2009. <http://www.hygiene-publique.gov.pf/spip.php?article61> (consulté le 11/03/2023)
- [44] : Seyni Sanda Z et Zakari Issoufou O «Analyse physico-chimique et bactériologique des eaux brutes et traités des différents ateliers de CO.G.B Labelle-Bejaia. Mémoire de master en chimie. Université A.Mira Bejaia», 2016.
- [45] : Obeid Layaly. «Synthèse et caractérisation de matériaux magnétiques pour l'adsorption de polluants présents dans les eaux». Thèse de doctorat. Chimie organique. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2014.
- [46] : OUALI MOUHAMMED S. «Procédés unitaires biologique de traitement des eaux», 2001.
- [47] : Alighardashi Abolghasem. «Composés pharmaceutiques et eaux usées urbaines. I, Analyse bibliographique. II, Effet de deux antibiotiques de type macrolide sur les boues activées». Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2007.
- [48] : Ramade F. Elément d'écologie appliquée. Dunod. Paris, 2000.
- [49] : Buffle et al. Traitement primaire des eaux usées, 1998.
- [50] : Gaid A. «Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I, édition OPU, Alger ». 1984.
- [51] : Peavy H S. «Environmental Engineering; series in water resources and environmental engineering». McGraw-Hill, 1985.
- [52] : Meinck F, Stoof M, Kohlschutter M : Les eaux résiduaires industrielles. Masson et Cie, 1970.
- [53] : METAHRI. «Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usée traitée, par procédés mixte, cas de la STEP de tizi ouzou». Tizi ouzou. Thèse de Doctorat, 2012.

- [54] : METAHRI. cours d'épurations des eaux usées. Tizi ouzou. UMMTO, 2012.
- [55] : Degremont Mémento technique de l'eau usée, tome I, édition cinquantenaire : Lavoisier. Paris (France), 1989.
- [56] : Degremont Memento ® de SUEZ, s. d.
- [57] : Dhaouadi H. «Traitement des eaux usées urbaines ; les procédés biologiques d'épuration». Université virtuelle de Tunis, 2008.
- [58] : Renou S. «Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées». Thèse Doc, INP. Lorraine, 2006. P6.
- [59] : Ferchichi M, Ghrabi A and Grasmick A. Epuration d'eau usée urbaine par bio disques et lit bactérien .Water research, volume 28, February 1994, pages 437-443.
- [60] : Temmink H, GrolleK. «Tertiary activated carbon treatment of paper and board industry wastewater. Bioresource Technology», 2005. 96p.
- [61] : Kwon J.Y, Chung P.G, Lim I.H. «Removal of residual COD in biologically treated paper-mill effluent and degradation of lignin using nonthermal plasma unit». Journal of Environmental Science and Health, 2004. p1853-1865.
- [62] : Yaman C, Martin J P et Korkut E. Effects of wastewater filtration on geotextile permeability. Geosynthetics International, 2006.
- [63] : Aloo B N, Mulei J, et Mwamburi A L. Slow Sand Filtration of Secondary Sewage Effluent: Effect of Sand Bed Depth on Filter Performance. IJIRSET, 2014.
- [64] : Sun L M, Meunier F, Brodu N, et Manero M H. Adsorption : Aspects Théoriques. Techniques de l'ingénieur. France, 2003.
- [65] : Mailler Romain. «Devenir des micropolluants prioritaires et émergents dans les filières conventionnelles de traitement des eaux résiduaires urbaines des grosses collectivités (files eau et boues), et au cours du traitement tertiaire au charbon actif». Thèse de doctorat. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, 2015.
- [66] : Renou Sébastien. «Couplage de procédés pour le traitement lixiviats». Thèse de doctorat. Science de l'environnement. Université Aix-Marseille 3, 2007.
- [67] : Bouaziz Karime Ines. «Traitement de solutions organiques diluées par couplage adsorption-oxydation électrochimique». Thèse de doctorat. Génie des procédés et l'environnement. Université de Toulouse, 2014.
- [68] : Dagot C, Laurent J. Module d'enseignement ASTEP. Université Virtuelle Environnement et Développement durable, 2014.
- [69] : GAID A. Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome II, OPU Alger, 1984. p130.
- [70] : https://fr.wikipedia.org/wiki/Boues_d%27%C3%A9puration Types de boues résiduaires et d'épuration, 12/06/2023

- [71] : SATIN M, SELMI B. Guide technique de l'assainissement, 2ème édition. Le Moniteur. Paris, 1999. 680p.
- [72] : VAILLANT.J.R, perfectionnements et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires : eaux usées urbaines et eaux usées résiduaires industrielles, Edition Eyrolles 413p, Paris.
- [73] : Rizk Nancy. «Caractérisation du colmatage chimique et biologique et leurs interactions au sein d'un dispositif de micro-irrigation dans le contexte de la réutilisation des eaux usées épurées en irrigation». Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université de Marseille, 2017.
- [74] : Ben Hassan Ines. «Analyse multi-échelle de la filtration sur microsieve de particules modèles inertes et biologiques : Caractérisation in situ du dépôt par microscopie confocale». Thèse de doctorat. Sciences Biologiques. Université de Toulouse, 2014.
- [75] : Jacob Matthieu. « Réutilisation des eaux usées épurées par association de procédés biologiques et membranaires». Thèse de doctorat. Génie des Procédés et de l'Environnement. Université de Toulouse, 2011.
- [76] : Sonune A, et Ghate R. Developments in wastewater treatment methods. Desalination 167,55-63,2004.
- [77] : Jantaporn Waritha. «Technologies membranaires innovantes pour la réutilisation des eaux». Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2016.
- [78] : David Pierre-Luc. «Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains». Thèse de doctorat. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes, 2013.
- [79] : Jiménez-Cisneros B. Water Reuse and Recycling. In Satinder A (Ed.), Comprehensive Water Quality and Purification (pp. 296–323). Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier, 2014.
- [80] : Attab S. «Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration haoud-berkaoui par l'utilisation d'un filtre à sable local». Mémoire magister, Université Kasdi Merbah-Ouargla, Algérie, 2011. 152 p.
- [81] : Hartani T. «La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Ali Hammani, Marcel Kuper, Abdelhafid Debbarh». Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée, IAV Hassan II. Rabat Maroc, 2005. 11 p.
- [82] : ONA. Documentation interne du service d'exploitation ONA. Office nationale d'assainissement. Algérie, 2014. 20p.
- [83] : Adjou A. l'Algérie se met hors de danger par 94 barrages et des ressources hydriques considérables après le pétrole restera l'eau. Mon journal (DZ), Algérie, 2013. 3p. <http://www.algerie360.com/algerie>.
- [84] : Baumont S, Jean-Philippe C A et Lefranc A F. Réutilisation des eaux usées épurées : Risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 2004. 220p.
- [87] : Marie-Danielle, Jeanne, Thérèse : Le chien, Bioindicateur d'exposition à des contaminants minéraux et organiques d'origine environnementale. ALFORAT, 2009.

- [88] : Bouziane N. «Elimination du 2-mercaptobenzothiazole Par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre». Mémoire de magister. Université de Constantine, 2007.
- [89] : CHITOUR Chems Eddine. Physico-chimie des surfaces : adsorption gaz-solide et liquide solide. 2ème Edition. OPU. Alger, 1992.
- [90] : GHALMI N et SIFER A. «Essais d'adsorption du phénol et du cuivre sur charbon actif valorisé à base de grignon d'olives. Mémoire d'Ingéniorat, Boumerdès, 2006.
- [91] : Boudries N. «Biosorption des métaux lourds sur une biomasse Mycélienne». Thèse de magistère. ENP, 1997.
- [92] : Browing D R. Methodes Spectroscopique, Edition Masson cie. 1974.
- [93] : MOUMENINE Sarah. «Elimination de polluants des eaux d'usines par adsorption sur charbon de chêne en combinaison avec un désinfectant». Mémoire d'ingénieur d'état en chimie. Université Abou Bekr Belkaid TLEMEN, 2011.
- [94] : Lenntech. Wastewater Engineering; Metcalf & Eddy; third edition; 1991. p317.
- [95] : Cardot C. Génie de l'environnement, les traitements de l'eau procédés physicochimiques et biologiques, cours et problèmes résolus. Edition Ellipses. 1999.
- [96] : Bouchemal F et Achour S. Essais d'adsorption de la Tyrosine sur charbon actif en poudre et en grain (laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface. Laryss Journal n° 6, 2007. 81-89.
- [97] : ABBAS moussa. «Valorisation du noyau d'abricot dans la dépollution des eaux». Thèse de Doctorat : Chimie des Matériaux : Boumerdes. Université M'hamed Bougara, 2015. 205p.
- [98] : Fernandez E Ibañez. «Etude de la carbonisation et l'activation de précurseurs végétaux durs et mous». Thèse de Doctorat. Université de Neuchâtel, 2002. p12-16.
- [99] : Le Pape. «Etude des propriétés germicides de fibres de carbone active « Application à la décontamination de l'air en cabine d'avion ». Thèse de Doctorat. Université de Limoges France, 2003. p200.
- [100] : Le Cloirec P. Adsorption en traitement de l'air. G1770.1-G1771.13. Technique de l'ingénieur, 2003.
- [101] : Lourghi Lamia. «Adsorption du furfural issue des rejets liquides de la raffinerie d'Arzew par charbon actif en poudre». Mémoire de master, 2014.
- [102] : NAIB N. «Etude du procédé d'adsorption du phénol sur du charbon actif à base de grignon d'olive, modélisation par les plans d'expérience, Boumerdes». Mémoire de Magister. Université M'Hammed Bougara, 2006.
- [103] : MEKHALIF Faiza. «Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement». Mémoire de Magister Chimie. Université de 20 Aout 1955 Skikda, 2009. 158p.
- [104] : ECKERIFELDER W. Gestion des Eaux Usées Urbaines et industrielles, Technique et documentation (LA VOISIER), 1982. p503.

- [105] : JULIEN Reungoat. Etude d'un procédé hybride couplant adsorption sur zéolithes et oxydation par l'ozone : Application au traitement d'effluents aqueux industriels». Thèse de Doctorat : Génie des procédés et de l'environnement. Institut national des sciences appliquées de Toulouse. Université de Toulouse, 2007.
- [106] : MOKHBI Yasmina. «Étude de la photocatalyse hétérogène couplée à un procédé de dépollution pour le traitement des eaux huileuses». Thèse de Doctorat. Université Kasdi Merbah Ouargla, 2019.
- [107] : Giles C H, MacEwan T H, Nakhwa S N, et Smith D. « 786. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids ». Journal of the Chemical Society (Resumed), vol 0, no 0, p3973-3993, janv 1960.
- [108] : NORSETH Tor. The carcinogenicity of chromium. Environmental health perspectives, 1981, vol. 40, p121-130.
- [109] : CREANGĂ C. «Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables (par adsorption puis oxydation catalytique) ». Mémoire de doctorat. Institut de Toulouse, 2007.
- [110] : BENAMRAOUI Faouzia. «Elimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture». Mémoire de Magister : Génie Chimique. Setif (Algérie). Université Ferhat Abbas, 2014. 103p.
- [111] : Halsey G D. The role of surface heterogeneity. Advan. catalysis, 1952,4, p259-269.
- [112] : Shah K H, Naeem A, Waseem M, Tahir M «Chromium (III) removal by weak acid exchanger Amberlite IRC-50 (Na) ». Journal of Hazardous Material. 160, 2008. 1-5
- [113] : Hammache F. «Modélisation et optimisation du procédé d'adsorption du phénol sur du charbon actif dans un réacteur tubulaire à lit fixe». Mémoire de magister. Université A. Mira Bejaia, 2006.
- [114] : De Laat, J. «Contributions à l'étude de mode d'évaluation de molécules organiques, modèles sur charbon actif en grains, Interaction entre le processus d'adsorption et de biodégradation». Thèse de Doctorat. Université de Poitiers, 1988.
- [115] : DJEBBAR M. «argile de Maghnia, purification et adsorption de polluants». Thèse de doctorat. Université d'Oran. Algérie, 2014.
- [116] : TRABELSI Hassen. «Etude de la dégradabilité et de la toxicité des colorants par ozonation et photocatalyse». Thèse de Doctorat : Chimie. Tunisie. Université De Monastir, 2014.
- [117] : VELMURUGAN P. RATHINA KUMAR V. DHINAKARAN G. «Dye removal from aqueous solution using low cost adsorbent. International Journal of Environmental Sciences», 2011. Volume 1, n° 7, p1492-1503
- [118] : Babel S, Kurniawan T A. «Low-cost adsorbents for heavy metal uptake from contaminated water», a review. Journal of Hazardous Materials 97, 2003. 219-243.

- [119] : Nemchi F. «Modification physico-chimique de deux algues marines ulva lactuca et cystoseira strict en vue de l'élimination par adsorption du bleu de méthylène». Thèse de Magister. Université d'Oran, (2005/2006).
- [120] : Robert L. Généralités sur l'adsorption, 1997. J 2780-2040
- [121] : REINOSO, Francisco Rodriguez. Activated Carbon: Structure, Characterization, Preparation and Applications. In: Introduction to Carbon Technologies. University of Alicante, Espagne, 1997. p 60.
- [122] : Valix M, Cheung W H, and McKay G, Roles of the textural and surface chemical properties of activated carbon in the adsorption of acid blue dye. Langmuir, 2006. 22(10) : p. 4574-82
- [123] : B. Nasma, épouse Fellahi. «Etude de l'élimination du Plomb, du Zinc et du cadmium par adsorption sur un charbon actif préparé à base des noyaux de jujube». Thèse de Magister, Université de Bejaïa, 2015.
- [124] : YAHIAOUI Nouara. «Etude de l'adsorption des composés phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif ». Mémoire de Magister, 2012.
- [125] : <https://www.necatec.de/fr/produits/charbon-actif>
- [126] : VILLA, Paul Michel. La culture de l'olivier. Ed : Vecchi S.A.-Paris, 2003. p 143
- [127] : BANSAL, Roop Chand, GOYAL, Meenakshi. Activated Carbon Applications. In: Activated Carbon Adsorption. 1ere edition. CRC Taylor and Francis, 2005, p 243-297.
- [128] : Chaourare Fatima, Akroum Ahlam. « Adsorption de réactive red par un déchet lignocellulosique : le marc de café ». Mémoire de master. Université Mohamed El Bachir Elibrahimi –Bordj Bou Arreridj, 2021.
- [129] : LILLO-RÓDENAS M A, CAZORLA-AMORÓS D et LINARES-SOLANO A. Understanding chemical reactions between carbons and NaOH and KOH: an insight into the chemical activation mechanism. Carbon, 2003. vol. 41, no 2, p 267-275.
- [130] : Grévillet G. « traitement d'air chargé en composés organiques volatils par adsorption sur solides microporeux ». Laboratoire des sciences du génie chimique. Paris, 2004.
- [131] : ROY Gleen. Activated Carbon Applications in the Food and Pharmaceutical Industries. Technomic Publishing Company. INC, 1995.
- [132] : RADOVIC, Ivona, MORENO-CASTILLA, Carlos, RIVERA-UTRILLA, José. Chemistry and Physics of Carbon. Marcel Dekker, Ed., New York, USA. 2000. 27, p 227-405
- [133] : <https://www.3epartner.com/single-post/2017/05/27/visite-dune-station-de-traitement-deau-12> 08/08/2023
- [134] : <https://fr.biorotor.com/comment-fonctionne-biorotor/> 08/08/2023/
- [135] : <https://chemindeleau.com/Lagunage-systeme-d-epuration-de-l.html> 08/08/2023

- [136]: Tecsalt. Etude de réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles ou autres sur tout le territoire national. 051453-3020. Alger, Aout 2006.
- [137] : Pereira M F R, Orfão J J M, Figuiredo J L, coordonné par Crini G et Badot P. 7, 2007. 268.
- [138] : Ceyhan O, Baybas D. Adsorption of some textile dyes byes by hexadecyltrimethylammonium bentonite, *Turkisk Journal of Chemistry*, 25:193-200, 2001.
- [139] : Sarvinder Singh T, Pan K K, Equilibrium, kinetics and breakthrough studies for adsorption of fluoride on activated alumina. *Separation and Purification Technology*, 36(2):139-147, 2004.
- [140] : Akhtar M, Moosa Hasany S, Bhangar M I, Iqbal S. Low cost sorbents for the removal of methyl parathion pesticide from aqueous solutions, *Chemosphere*, 66: 1829–1838, 2007.
- [141] : V. Lazarova (CIRSEE - Lyonnaise des Eaux), « Rôle de réutilisation des eaux usées pour la gestion des ressources : coûts, bénéfiques et défis technologiques » ; « L'eau, l'industrie, les nuisances », n°227, août 1999,. pp.47-57.
- [142] : FAO. The wealth of waste: the economics of wastewater use in agriculture. Rapport FAO. Rome.2010. 129p.

Annexes

Annexe (01) : Les valeurs limitent des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (Décret exécutif N°06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 Définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels).

N°	Paramètres	unité	Valeurs limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	température	°C	30	30
2	pH	-	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	-	30	40
5	Phosphore total	-	10	15
6	DCO	-	120	130
7	DBO ₅	-	35	40
8	Aluminium	-	3	5
9	Substances toxique bioaccumulables	-	0.005	0.01
10	cyanure	-	0.1	0.15
11	Fluor et composés	-	15	20
12	Indice de phénols	-	0.3	0.5
13	Hydrocarbures	-	10	15
14	Huiles et graisses	-	20	30
15	Cadmium	-	0.2	0.25
16	Cuivre total	-	0.5	1
17	Mercuré total	-	0.01	0.05
18	Plomb total	-	0.5	0.75
19	Chrome total	-	0.5	0.75
20	Etain total	-	2	2.5
21	Manganèse	-	1	1.5
22	Nickel total	-	0.5	0.75
23	Zinc total	-	3	5
24	Fer	-	3	5
25	Composés organiques chlorés	-	5	7

Annexe (02) : les courbes d'étalonnage DCO

Basse gamme :

Solution étalon	1	2	3	4	5
Concentration (mg/l O ₂)	10	30	50	70	100
Abs à 420nm	0.183	0.161	0.128	0.092	0.049

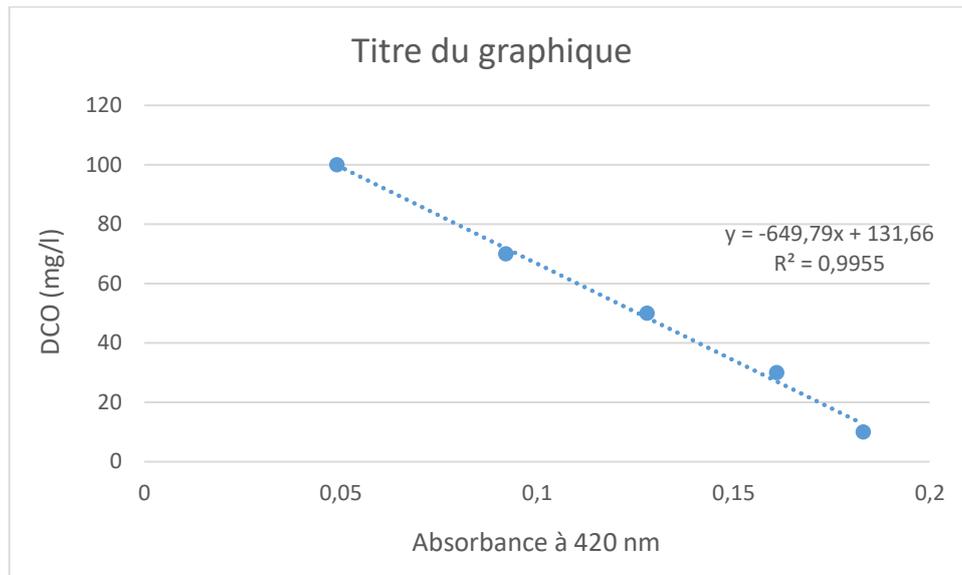


Figure 1 : La droite d'étalonnage de la DCO bas niveau

Haute gamme :

Solution étalon	1	2	3	4	5
Concentration (mg/l O ₂)	100	200	300	400	500
Abs à 600 nm	0.045	0.061	0.089	0.120	0.179

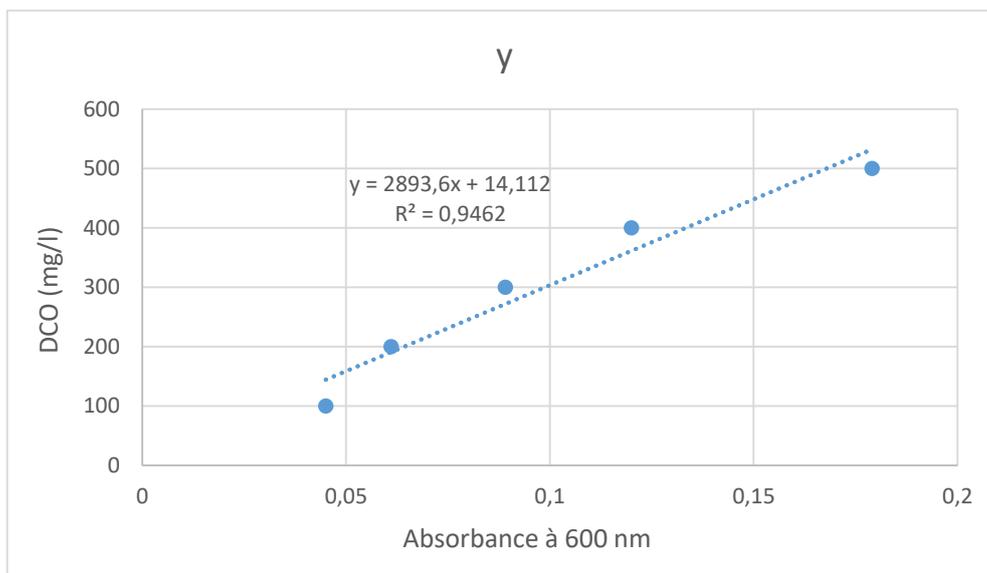


Figure 2 : La droite d'étalonnage de la DCO haut niveau

Annexe (03) : point de charge nulle

pHi	2	4	6	8	10	12
pHf	2.48	4.73	6.41	7.32	9.21	11.01

Annexe (04) : influence de la masse de l'adsorbant**Eau clarifiée :**

Masse du CA (g)	0.2	0.4	0.6	0.8	1	1.2
COT (mg/l)	58.04	44.60	36.13	33.96	33.82	33.80
R (%)	29.08	45.49	55.85	58.5	58.67	58.69
DCO (mg/l)	61	58	48	42	40	40

Eau filtrée :

Masse du CA (g)	0.2	0.4	0.6	0.8	1	1.2
COT (mg/l)	32.71	26.08	20.24	20.17	20.20	20.18
R (%)	26.29	41.22	54.39	54.55	54.48	54.52
DCO (mg/l)	49	42	32	30	28	28

Annexe (05) : l'effet du pH initial de l'eau**Eau clarifiée :**

pH	2	4	6	7	8	10
COT (mg/l)	51.13	44.31	32.53	31.20	41.14	73.32
R (%)	37.51	45.85	60.25	60.87	49.73	10.42
DCO (mg/l)	65	61	39	42	56	92

Eau filtrée :

pH	2	4	6	7	8	10
COT (mg/l)	36.04	28.10	19.86	20.03	29.16	41.53
R (%)	18.79	36.68	55.25	54.88	34.29	6.42
DCO (mg/l)	59	43	25	32	37	65

Annexe (06) : l'effet de la vitesse d'agitation**Eau clarifiée :**

La vitesse (tr/min)	150	200	250	300	400	500
COT (mg/l)	38.12	31.16	30.99	42.03	49.02	60.06
R (%)	53.41	61.92	62.13	48.63	40.09	26.60

Eau filtrée :

La vitesse (tr/min)	150	200	250	300	400	500
COT (mg/l)	22.10	19.41	18.69	26.30	29.51	38.48
R (%)	50.2	56.28	57.87	40.73	33.51	13.29

Annexe (07) : la cinétique et la modélisation de la cinétique d'adsorption des MO sur le CAG.**Eau clarifiée :**

T (min)	0	5	15	30	45	60	90	120	150	180
COT (mg/l)	81.83	69.66	60.3	49.07	44.45	39.208	30.97	30.63	30.71	30.65
R (%)	0	14.87	26.31	40.03	45.68	52.09	62.15	62.57	62.48	62.55
Qt (mg/g)	0	0.3043	0.5383	0.8190	0.9345	1.0655	1.2715	1.28	1.278	1.2795
t/qt	0	16.43	27.86	36.63	48.16	56.31	70.77	93.75	117.37	140.68
ln (qe-qt)	0.2468	-0.0246	-0.2988	-0.7743	-1.0627	-1.5394	-4.7676	-6.1658	-6.2146	-7.6

Eau filtrée :

T (min)	0	5	15	30	45	60	90	120	150	180
COT (mg/l)	44.38	40.2	34.58	29.9	26.30	24.16	22.07	18.66	18.52	18.53
R (%)	0	9.42	22.08	32.63	40.73	45.56	50.27	57.95	58.26	58.25
Qt (mg/g)	0	0.1421	0.333	0.4505	0.5083	0.6875	0.7548	0.8745	0.8790	0.8789
t/qt	0	35.186	45.016	60.94	73.214	87.2727	119.23	137.22	170.648	204.8
ln (qe-qt)		-0.3048	-0.6044	-0.8465	-0.9913	-1.5608	-2.0826	-5.3185	-7.824	-7.6009

Annexe (08) : évolution de la turbidité en fonction du temps

Eau clarifiée										
Temps (min)	0	5	15	30	45	60	90	120	150	180
Turbidité (NTU)	9.57	8.86	8.02	7.29	6.89	6.41	6.36	6.02	4.53	4.46
Eau filtrée										
Temps (min)	0	5	15	30	45	60	90	120	150	180
Turbidité (NTU)	4.39	3.99	3.75	3.13	2.98	2.77	2.63	2.61	2.51	2.48

Annexe (09) : Les isothermes d'adsorption**Eau clarifiée :**

COT		DCO	
Ce (mg/l)	qe (mg/g)	Ce (mg/l)	qe (mg/g)
10.14	0.1559	12	0.25
14.91	0.4455	15	0.725
20.32	0.7195	21	1.125
25.32	1.0035	30.8	1.43
34.01	1.1955	45	1.625

Eau filtrée :

COT		DCO	
Ce (mg/l)	qe (mg/g)	Ce (mg/l)	qe (mg/g)
6.63	0.0764	10	0.1292
11	0.2461	12	0.5304
14.69	0.406	15	0.8976
19.8	0.5338	19	1.2288
26.8	0.5977	28	1.3940

Annexe (10) : Modélisation de l'isotherme d'adsorption (modèle de Langmuir).**Eau clarifiée :**

COT					
Ce (mg/l)	10.14	14.91	20.32	25.32	34.01
Qe (mg/g)	0.1559	0.4455	0.7195	1.0035	1.1955
1/Ce	0.098	0.067	0.049	0.039	0.029
1/qe	6.41	2.25	1.39	0.99	0.84
DCO					
Ce (mg/l)	12	15	21	30.8	45
Qe (mg/g)	0.25	0.725	1.125	1.43	1.625
1/Ce	0.083	0.067	0.047	0.034	0.023
1/qe	4	1.38	0.89	0.69	0.61

Eau filtrée :

COT					
Ce (mg/l)	6.63	11	14.69	19.8	26.8
Qe (mg/g)	0.0764	0.2461	0.406	0.5338	0.5977
1/Ce	0.15	0.09	0.068	0.05	0.037
1/qe	13.09	4.06	2.46	1.87	1.67
DCO					
Ce (mg/l)	10	12	15	19	28
Qe (mg/g)	0.1292	0.5304	0.8976	1.2288	1.394
1/Ce	0.1	0.083	0.067	0.053	0.035
1/qe	7.73	1.89	1.11	0.81	0.72

Annexe (11) : Modélisation de l'isotherme d'adsorption (modèle de Freundlich).**Eau clarifiée :**

COT					
Ce (mg/l)	10.14	14.91	20.32	25.32	34.01
Qe (mg/g)	0.1559	0.4455	0.7195	1.0035	1.1955
Ln Ce	2.31	2.7	3.01	3.23	3.52
Ln qe	-1.858	-0.808	-0.329	0.035	0.178
DCO					
Ce (mg/l)	12	15	21	30	45
Qe (mg/g)	0.25	0.725	1.125	1.43	1.625
Ln Ce	2.48	2.7	3.04	3.4	3.8
Ln qe	-1.38	-0.321	0.117	0.357	0.485

Eau filtrée :

COT					
Ce (mg/l)	6.63	11	14.69	19.8	26.8
Qe (mg/g)	0.0764	0.2461	0.406	0.5338	0.5977
Ln Ce	1.89	2.39	2.69	2.99	3.28
Ln qe	-2.571	-1.402	-0.901	-0.627	-0.515
DCO					
Ce (mg/l)	10	12	15	19	28
Qe (mg/g)	0.1292	0.5304	0.8976	1.2288	1.394
Ln Ce	2.3	2.48	2.7	2.94	3.33
Ln qe	-2.046	-0.634	-0.108	0.206	0.332