



Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature de la Vie
Sciences de la matière

MÉMOIRE DE MASTER

Sciences de la matière
Chimie
Chimie des matériaux

Réf. : Entrez la référence du document

Présenté et soutenu par :
Sekraf Oumelkheir et Khair Fatma

Le : mercredi 26 juin 2019

Modélisation de l'adsorption : Application à la dépollution des eaux

Jury :

Dr. Melkemi Nadjb	MCA	Université de Biskra	Président
Dr. Kenouche Samir	MCB	Université de Biskra	Rapporteur
Dr. Nebbache Nadia	MCA	Université de Biskra	Examineur

Remerciements

Nos remerciements vont tout premièrement à **Allah** le tout puissant pour la volonté, la santé et la patience qu'il nous a donné pour terminer ce travail de recherche.

Ma promotrice l'encadreur Dr. **Samir Kenouche** pour avoir suivi et Dirigé mon travail, nous avons apprécié sa patience Son encouragement et ces conseils.

Nous tenons également à remercier les membres de jury pour l'honneur qu'ils nous ont fait en acceptant de siéger à notre soutenance, tout particulièrement : Dr. **Nadja Melkemi** pour nous avoir fait l'honneur de présider le jury de ce mémoire. Nous souhaitons exprimer notre gratitude Dr. **Nadia Nebbache** pour avoir fait de lecture notre mémoire, allé l'examiner et ils peuvent évaluer cette mémoire.

Nous avons également une dette de reconnaissance en Vers tous les professeurs qui nous ont suivis durant Notre cycle d'étude. Sans oublier de remercier à Monsieur **Boukraa Aissam**.

Nous remercions aussi Madame Hayete Benmachiche, chef service du laboratoire de chimie pour sa disponibilité, Sans oublier de remercier tous les techniciens et les ingénieurs de laboratoire de chimie.

Merci à tous.



Dédicace

Merci à Allah de m'avoir donné la santé, le courage et la capacité d'élaborer ce modeste travail et de me donner la patience d'aller jusqu'au bout.

Je dédie ce Travail

*Je dédie ce travail à l'homme de ma vie mon père **Messaoud**, celui qui s'est toujours sacrifié pour me voir réussir, «Je t'aime papa ».*

*A ma mère **Rahima** donne son encouragement et patience, pour moi aidé et se tenait près de moi, «Maman que j'adore».*

Veillez trouver en ce travail la consolation et le témoin de la patience et de l'amour ;

*Mes chères sœurs : **Nawal, Sara.***

*Mes chers frères : **Mohamed, Said, Hamza.***

A toute la famille.

*A mon très cher enseignant **Makhloufi Rachid***

*A mon très cher ami **Redjimi Mohamed***

*A mes camarades : **Soufiane et Kouides***

A mes amies qui sont chères à mon cœur.

Oumelkheir

Je dédie ce travail :

A mes parents qui mes sont très chers et dont le soutien m'ont toujours aidé à réussir dans la vie J'espère qu'ils sont fières de moi et de mon travail, car je suis fierté d'avoir des tels parents.

A ma grande mère « mama yemna » je t'aime ma vie .

A mes Chers frères : Salim, Samir, et mes chères sœurs : ouahiba, khalida, ouarda, Kenza.

A tous ma famille

A tous mes amis et mes collègues, surtout mes amies Hanane ,Hassiba, Hinda, Sabrina , Nour ,Meriem, Ahlem , Imen ,Yasmin , Hamida , Asma , manel et mes cousines :Mima, Lamia .

A mes camarades : Soufiane et Kouider.

A tous ceux et celles qui sont chères à mon cœur.

A tous ceux qui m'ont aidé, de près ou de loin, même avec un mot d'encouragement et de gentillesse.

Merci

Khair Fatma

Liste des figures

Liste des figures

Figure	Titre	Page
Figure .I.1	Trajet d'un soluté lors de son adsorption sur un matériau microporeux.	5
Figure .I.2	Schéma de l'adsorption physique.	6
Figure .I.3	Représentation de l'adsorption de l'adsorbât à la surface d'un adsorbant.	10
Figure .I.4	Potentiel de Lennard-Jones 12-6.	11
Figure .I.5	Classification des isothermes selon Brunauer et coll.	13
Figure .I.6	Classification des isothermes d'adsorption.	14
Figure .I.7	Courbe illustrant le modèle de Langmuir.	17
Figure .I.8	Représentation schématique de l'hypothèse des multicouches.	18
Figure .I.9	Vue microscopique du charbon actif.	23
Figure .I.10	charbon actif en poudre.	23
Figure .I.11	charbon actif en grain.	24
Figure .I.12	charbon actif en extrude.	24
Figure .I.13	diagramme schématique de processus de la production du Charbon actif.	25
Figure .I.14	Structure d'un charbon actif.	27
Figure .I.15	Structure poreuse de charbon actif.	28
Figure .I.16	Structure physico-chimique du charbon actif.	28
Figure .I.17	les Groupements de surface du CA.	29
Figure .II.1	La pollution domestique.	38
Figure .II.2	Pollution industrielle.	38
Figure .II. 3	Pollution agricole.	39
Figure .II.4	La filtration sur sable.	44

Liste des figures

Figure.III.1 : Structure d'acide acétique.	51
Figure.III.2 : Structure d'éthanol.	52
Figure III.3. Trajet optique.	54
Figure III.4. Les types de transitions.	55
Figure III.5. Courbe d'étalonnage pour l'acide acétique.	57
Figure III.6. Courbe d'étalonnage pour l'éthanol.	57
Figure. III.7. Temps d'équilibre (Acide acétique).	58
Figure. III.8. Temps d'équilibre (éthanol).	58
Figure.III.9. Linéarisation des isotherme d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Langmuir.	60
Figure III.10. Linéarisation des isotherme d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Freundlich.	61
Figure III.11. Linéarisation des isotherme d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Temkin.	62
Figure III.12. Les courbes des valeurs résiduelles pour d'acide acétique.	64
Figure III.13. Les courbes des valeurs résiduelles pour d'éthanol.	65

Liste des tableaux

Tableaux	Page
Tableau .I.1: Différence entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique	6
Tableau .I.2: Les isothermes d'adsorption	20
Tableau .I.3: Classification de porosité	28
Tableau .I.4: Caractéristiques des principaux adsorbants industriels	31
Tableau .II.1: Classification périodique des éléments	39
Tableau .II.2: Principaux groupes Chromophores et Auxochromes	41
Tableau III.1 : Propriétés physico-chimiques de l'acide acétique	51
Tableau .III.2 : Propriétés physico-chimiques de l'éthanol	52
Tableau .III.3 : Résultats des isothermes d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA par le modèle de Langmuir.	60
Tableau .III.4 : Résultats des isothermes d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA par le modèle de Freundlich.	61
Tableau .III.5 : Résultats de la modélisation des isothermes d'adsorption du Acide acétique et éthanol sur le CA par le modèle de Temkin	63
Tableau .III.6 : Diagnostic de la régression	63

Liste des abréviations

Liste des abréviations

CA : Charbon actif

DEP : Diéthyl phtalate

μm : micromètre

Kj : kilojoule

Kcal : Kilocalorie

Å : angichatrem

nm : Nanomètre

OM : Orbitale moléculaire

C° : Degré Celsius

cm : Centimètre

ml : Millilitre

mg/l : Milligramme par litre

UV: Ultra- violet.

R² : Coefficient de corrélation

λ : Longueur d'onde

RMSE= Root Mean Square Error

Table des matières

Table des matières

Liste des figures	i
Liste des tableaux	iii
Liste des abréviations	iv
Table des matières	
Introduction générale	1
Références bibliographique	3
Chapitre I : Généralités sur le phénomène d'adsorption	
Introduction	4
Partie 1 : Adsorption	
I.1. Définition et description générale de l'adsorption	4
I.2. Mécanisme d'adsorption	4
I.3. Types d'adsorption	5
I.3.1. Adsorption physique (ou physisorption)	5
I.3.2. Adsorption chimique (ou chimisorption)	6
I.4. Application	7
I.5. Cinétique d'adsorption	8
I.5.1. Modèle du pseudo-premier ordre	9
I.5.2. Modèle cinétique du pseudo seconde ordre	9
I.5.3. Modèle de diffusion intraparticulaire	9
I.6. Paramètres thermodynamique d'adsorption	10
I.7. Potentiels d'adsorption	10
I.8. Isothermes d'adsorption	12
I.9. Classification des isothermes d'adsorption	12
I.9.1. Classification selon Brunauer et coll	12
• Les isothermes de type I	13
• Les isothermes de type II	13
• Les isothermes de type III	13
• Les isothermes de type IV	14
• Les isothermes de type V	14
• Les isothermes de type VI	14
I.9.2. Classification selon Giles et coll	14
• Classe L	15

Table des matières

• Classe S	15
• Classe H.....	15
• Classe C.....	15
I.10. Modèles d'isothermes	16
I.10.1. Le modèle de Langmuir	16
I.10.2. Modèle de Freundlich.....	17
I.10.3. Isotherme B. E. T (BRUNAUER, EMMET et TELLER)	18
I.10.4. Isotherme de Sips	19
I.10.5. Isotherme de Temkin.....	19
I.11. Les facteurs influençant l'adsorption.....	20
I.11.1. Surface spécifique	20
I.11.2. Nature de l'adsorbant	20
I.11.3. Orientation des molécules	21
I.11.4. Le pH.....	21
I.11.5. La température.....	21
I.11.6. La polarité.....	21
I.11.7. La dimension moléculaire (la taille, la masse moléculaire)	21
I.11.8. La masse de l'adsorbant	21
I.11.9. Le temps de contact.....	22
I.11.10. La concentration initiale de l'adsorbant	22

Partie 2 : Adsorbants

I.1. Les adsorbants	22
I.2. Critères de choix d'adsorbant.....	22
I.3. Type d'adsorbant.....	22
I.3.1. Charbon actif	22
I.3.1.1. Définition.....	22
I.3.1.2. Types des charbons actifs	23
I.3.1.2.1. Le charbon actif en poudre	23
I.3.1.2.2. Le charbon actif engrain	23
I.3.1.2.3. Le charbon actif extrude	24
I.3.1.3. Procèdes de fabrication du charbon actif.....	24
I.3.1.3.1. Carbonisation.....	24
I.3.1.3.2. Activation	25
I.3.1.3.3. Oxydation	26

Table des matières

I.3.1.4. Propriétés de charbon actif	27
I.3.1.4.1. Propriétés physiques	27
I.3.1.4.1.1. Structure du charbon actif.....	27
I.3.1.4.1.2. La porosité	27
I.3.1.4.2. Propriétés chimiques.....	29
I.3.1.5. Utilisation du charbon actif	29
I.3.2. Adsorbants minéraux	29
I.3.2.1. Les argiles.....	29
I.3.2.2. Les zéolithes.....	30
I.3.2.3. Les alumines activées.....	30
I.3.2.4. Le gel de silice.....	30
I.3.3. Adsorbants à base de polymère	30
I.3.4. Principaux types d'adsorbants.....	31
Conclusion	31
Références bibliographique	32

Chapitre II : Généralités sur la pollution des eaux

Introduction	36
Partie 1 : Les différents types de pollution	
II.1. Définition des eaux usées	36
II.2. Le type de pollution	36
II.2.1. La pollution chimique	36
II.2.2. La pollution organique	36
II.2.3. La pollution physique.....	36
II.2.4. Pollution thermique.....	37
II.2.5. Pollution radioactive	37
II.3. Origine des eaux usées.....	37
II.3.1. Pollution domestique.....	37
II.3.2. La pollution industrielle	38
II.3.3. La pollution naturelle	39
II.3.4. La pollution agricole	39
II.4. Pollution par les métaux lourds.....	39
II.4.1. Définition des métaux lourds	39
II.4.2. Forme des métaux lourds dans les eaux	40
II.4.3. Toxicité des métaux lourds	40

Table des matières

II.5. Autre origine de la pollution	41
II.5.1. La pollution de l'air.....	41
II.5.2. La pollution du sol	41
II.6. Les colorants	41
II.6.1. Définition	41
II.6.2. L'utilisation des colorants	42
II.6.3. La toxicité des colorants	42
II.7. Produits pharmaceutiques	42
II.7.1. Définition d'un médicament	42
II.7.2. Risques sanitaires conséquents	43

Partie 2 : Les traitements des eaux

II. Différentes techniques de traitement des eaux.....	43
II.1. Traitements physiques	43
II.1.1. Adsorption sur charbon actif (ou sur un autre adsorbant).....	43
II.1.2. Filtration sur membrane	44
II.1.3. Décantation	44
II.2. Traitements thermiques.....	45
II.3. Traitements chimiques	45
II.4. Les procédés hybrides.....	45
II.5. Les traitements physico-chimiques.....	46
II.5.1. Coagulation	46
II.5.2. Flocculation	46
II.6. Méthodes biologiques de traitement	46
II.6.1. Traitement aérobie	46
II.6.2. Traitement anaérobie.....	47
Conclusion.....	47
Références bibliographique	48

Chapitre III. Traitement, analyse et interprétation des résultats

Introduction	51
Partie 1 : Matériels et Méthodes	
III.1. Les produits utilisés	51
III.1.1. Acide acétique (éthanoïque)	51
III.1.1.1. Propriétés	51
III.1.2. Ethanol.....	52

Table des matières

III.1.2.1. Propriétés	52
III.2. Technique d'analyse UV-Visible	52
III.2.1. Principe	53
III.2.2. Loi de Beer-Lambert.....	53
III.2.3. Mesure de l'absorbance.....	54
III.2.4. Origine des absorptions	55
III.2.5. Les transitions électroniques.....	55
Partie 2 : Traitement, analyse et interprétation des résultats	
III.1. Préparation des solutions	57
III.2. Mesure du temps d'équilibre	57
III.3. Modélisation des isothermes d'adsorption	58
III.3.1. Modèle de Langmuir.....	58
III.3.2. Modèle de Freundlich	59
III.3.3. Modèle de Temkin	60
Conclusion.....	66
Références bibliographique	67
Conclusion Générale.....	68



Introduction Générale

Introduction générale

L'eau est un élément essentiel à la vie, nécessaire à l'homme d'abord pour ses besoins alimentaires, agricoles et industriel. Il en résulte que de tout temps, l'installation des populations humaines sur la terre s'est faite en fonction des ressources en eau douce. Ces eaux douces n'occupent que 2% du volume total des eaux de la planète [1].

Les problèmes de pollution prennent de plus en plus des ampleurs alarmantes et ce, suite au rythme spectaculaire des activités industrielles [2] et agricole. La pollution des eaux, accidentellement ou volontairement, par certains produits chimiques d'origine industrielle (hydrocarbures, phénols, colorants...) ou agricole (pesticides, engrais...) [3].

De nombreuses méthodes et techniques de dépollution sont développées au cours de ces dernières années. Parmi ces techniques, il y a lieu de citer les procédés de précipitation chimique, la floculation, l'échange d'ions, l'électrolyse, les procédés membranaires et l'adsorption [4]. Les procédés l'adsorption utilisant sont souvent une technique de choix, et complémentaire à la filière de base, cette technique s'avère efficace pour la rétention, et l'élimination des composés organiques et minéraux solubles dans l'eau à l'instar sans être modifiés. Une solution alternative comporterait à utiliser d'autres matériaux adsorbants l'alumine activée, les argiles (bentonites) [5], charbon actif et Les zéolithes.

La réduction de cette micropollution organique par adsorption sur charbon actif (CA) est restée pendant longtemps et jusqu'à ce jour la méthode la plus utilisée et la plus efficace. Le CA présente de nombreux avantages un fort pouvoir adsorbant dû essentiellement à sa grande surface spécifique [1].

Ce travail de recherche a eu pour but d'étudier d'élimination les substances organiques dissoutes par adsorption sur un charbon actif.

Ce mémoire comporte essentiellement trois chapitres :

- ✓ Le premier chapitre est consacré à l'étude des **Généralités sur le phénomène d'adsorption**. Ce chapitre est scindé en deux parties :

Partie 1 : Adsorption

Partie 2 : Adsorbants

- ✓ Dans le second chapitre sont décrits les **Généralités sur la pollution des eaux**. Il est scindé en deux parties :

Partie 1 : Les différents types de pollution

Partie 2 : Traitement des eaux

Introduction général

- ✓ Le chapitre III, porte sur le **Traitement, analyse et interprétation des résultats**. Il comporte également deux parties :

Partie 1 : Matériels et Méthodes

Partie 2 : Traitement, analyse et interprétation des résultats.

Enfin, une conclusion générale

Références

Références

[1] : Bamba Drissa intitulé (élimination du diuron des eaux par des techniques utilisant les ressources naturelles de la cote d'ivoire : photocatalyse solaire et charbon actif de coques de noix de coco.), these de doctorat, Université de cocody, Abidjan, 2007.

[2] : Sekirifa Mohamed Lamine, intitulé (Étude des propriétés adsorbants des charbons activés issus des noyaux de dattes. Application au traitement d'effluent aqueux.), thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba, 2012.

[3] : Mouaziz Soumia, intitulé (Préparation et caractérisation des bentonites modifiées par des sels de Bis-imidazolium : Application à l'adsorption du bleu Telon.), mémoire de master, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 2012.

[4] : Nora Sedira, intitulé (Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes), mémoire de magister, Université Mohamed-Chérif Messaidia, Souk-Ahras, 2013.

[5] : Guesmia Souad, intitulé (l'adsorption des colorants (bleu de méthylène et chrome III) sur la bentonite.) mémoire de master, Université Mohamed Khider, Biskra, 2015.



Chapitre I :
Généralité sur le phénomène
d'adsorption

Introduction

Le procédé de séparation par adsorption constitue aujourd'hui, une des techniques les plus importantes. C'est une technique très efficace et très facile à mettre en œuvre pour l'élimination de certaines substances toxiques (polluants organiques et inorganiques), et elle est largement utilisée pour la dépollution et la purification des eaux dans différents domaines industriels : pétrolières, pétrochimiques et chimiques. Notons aussi plusieurs applications pharmaceutiques et environnementales, En dépit des récents développements, et les nouvelles technologies modernes qui sont apparus dans le domaine de traitement des eaux usées [1].

Partie 1. Adsorption

I.1. Définition et description générale de l'adsorption

L'adsorption est un phénomène d'interface (phénomène physique de fixation de molécules sur la surface d'un solide) pouvant se manifester entre un solide et un gaz, ou entre un solide et un liquide. Le phénomène est général pour toutes les surfaces.

Aux interfaces, les attractions intermoléculaires ne sont pas compensées dans toutes les directions, et il subsiste par des forces résiduelles dirigées vers l'extérieur. Ces forces représentent une énergie superficielle par unité de surface, comparable à la tension superficielle des liquides. Ces forces sont neutralisées lorsque des particules mobiles (un gaz ou un soluté) se fixent en surface, on dit qu'elles s'adsorbent. Cette adsorption se produit spontanément et s'accompagne d'une diminution de l'énergie libre du système, c'est un phénomène toujours exothermique.

L'étude des équilibres d'adsorption permet de connaître le degré maximal de séparation susceptible d'être obtenu dans des conditions thermodynamiques données.

La vitesse avec laquelle on s'approche de l'état d'équilibre relève de l'étude cinétique d'adsorption, celle-ci dépend de la vitesse avec laquelle les constituants du mélange à séparer diffusent dans l'adsorbant et dans le fluide [2].

I.2. Mécanisme d'adsorption

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

Etape 1 : L'adsorbât diffuse de la phase liquide externe vers celle située au voisinage de la surface de l'adsorbant.

Etape 2 : Le soluté est transféré à travers le film liquide vers la surface des grains (diffusion extra-granulaire de la matière).

Etape 3 : La matière est transférée dans la structure poreuse de la surface extérieure des grains vers les sites actifs (transfert intra-granulaire de la matière).

Etape 4 : Lors du contact entre les molécules de la matière adsorbée et les sites actifs, elles s'adsorbent et deviennent immobiles.

La figure I.1 illustre ces différentes étapes, ainsi que le trajet des molécules d'un soluté (organique ou inorganique), lors de son adsorption sur un matériau solide microporeux [1].

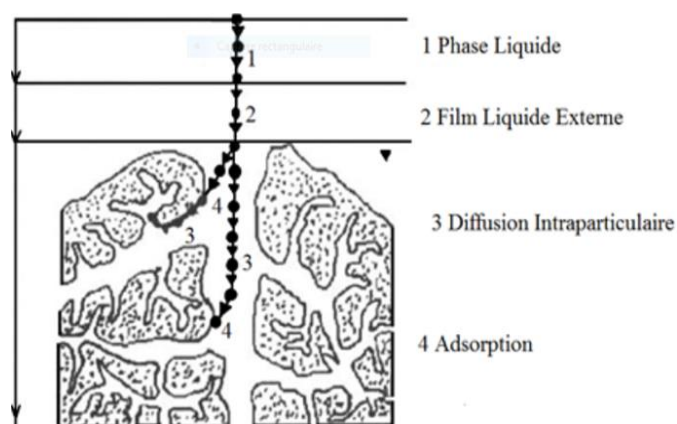


Figure I.1. Trajet d'un soluté lors de son adsorption sur un matériau microporeux [1].

I.3. Types d'adsorption

Rappelons qu'il existe deux types d'adsorption qui se différencient complètement par les énergies mises en jeu et par leurs natures [3].

I.3.1. Adsorption physique (ou physisorption)

C'est une adsorption de type physique, qui se produit lorsque les forces qui fixent l'adsorbant dans une couche à la surface de l'adsorbant sont celles de Van der Waals. Un phénomène réversible qui résulte des forces intermoléculaires d'attraction entre les molécules du solide et celles de la substance adsorbée. Ce type d'adsorption se caractérise par :

- La rapidité dans l'établissement de l'équilibre entre la phase adsorbée et la phase fluide.
- Une chaleur d'adsorption sensiblement du même ordre que la chaleur de liquéfaction du gaz adsorbé.
- Une réversibilité relativement facile et une absence de spécificité [3].

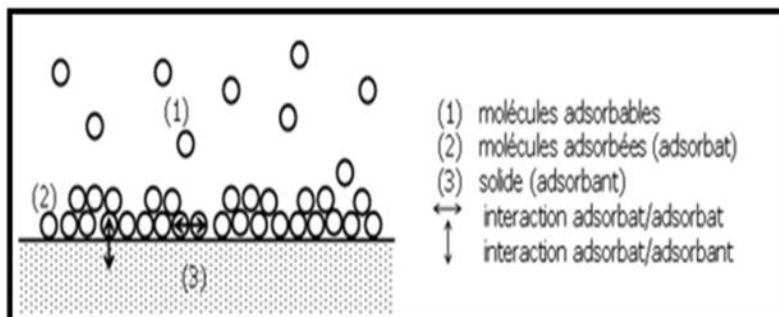


Figure I.2. Schéma de l'adsorption physique [2].

I.3.2. Adsorption chimique (ou chimisorption)

Il s'agit d'une véritable liaison chimique. Les énergies de liaison mises en jeu sont de l'ordre de 40 kJ.mole^{-1} et plus. C'est un phénomène qui, par sa spécificité, son énergie d'activation et sa chaleur dégagée, s'apparente à une réaction chimique entre molécule en solution et la surface du support. Il y a formation de fortes liaisons entre adsorbat et adsorbant (covalent ou dative). La couche adsorbée est monomoléculaire. Ce phénomène est plus lent que la physisorption et nécessite une énergie d'activation. Il est à noter que la physisorption est souvent la première étape de la chimisorption et que l'apport d'une énergie d'activation (sous forme thermique par exemple) permet de franchir la barrière énergétique l'établissement de la liaison covalente surface/adsorbat [4].

Tableau I.1. Différence entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique [1].

Propriétés	Adsorption chimique	Adsorption physique
Type de liaison	Liaison chimique	Liaison de Van Der Waals
Température du processus	Plus élevée que la température d'ébullition de l'adsorbat	Relativement faible comparé à la température d'ébullition de l'adsorbat
Individualité des Molécules	Destruction de l'individualité des molécules	L'individualité des molécules est conservée
Désorption	Difficile	Facile
Cinétique	Très lente	Rapide
Chaleur de formation	Supérieur à 10 Kcal/mole	Inférieur à 10 Kcal/mole
Energie mise en jeu	Elevée	Faible
Type de formation	Formation en monocouche	Formation en multicouches et monocouches

I.4. Application

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 rapport 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.
- ✓ La récupération des solvants volatils et de l'alcool dans le processus de fermentation.
- ✓ La décoloration des liquides.
- ✓ La chromatographie gazeuse.

Le processus d'adsorption se poursuit jusqu'à l'obtention d'un équilibre auquel correspond une concentration d'équilibre du soluté (figure I.3). La concentration du soluté adsorbé est donc liée à la concentration résiduelle du soluté. L'adsorption peut être effectuée avec charbon actif en poudre qui est mélangé, flocculé et décanté avec l'eau résiduaire ou avec du charbon en grains de maille de 40 à 80 mm disposé dans des colonnes ou avec des lits fluidisés à contre-courant. Il est souhaitable de réaliser la filtration de l'eau pour éliminer les matières en suspension finement divisées avant d'effectuer le passage sur lit de carbone. Il a été établi que les matières organiques qui se frayent un passage à travers les lits de charbon actif sont en rapport avec les matières en suspensions dans l'eau résiduaire non clarifiée (Langmuir, 1915). Sur le plan expérimental, l'étude de l'adsorption à partir d'une solution liquide est beaucoup plus simple que celle concernant les gaz. Il suffit de mettre ensemble une quantité connue d'un adsorbant (solide) et un volume d'une solution de concentration C , à une température fixe, jusqu'à ce que la concentration dans la solution surnageante soit sensiblement constante. Cette concentration peut être déterminée à l'aide de nombreuses méthodes d'analyse chimique

ou physique : titrage volumétrique, spectrophotométrique, indice de réfraction, etc. Les données expérimentales sont en générale exprimées à l'aide d'une isotherme d'adsorption. L'isotherme représente la quantité de soluté adsorbé, à la température donnée calculée à partir de la variation de la concentration en fonction de la concentration à l'équilibre. Sur le plan phénoménal, l'adsorption à partir de solution est un problème complexe. En effet, il existe toujours une compétition en surface entre le solide et le solvant ou bien entre les constituants de la solution pour les sites d'adsorption du solide. Si l'on considère, à titre d'exemple, un système binaire en contact avec un solide, une adsorption nulle se traduit par une composition du mélange invariable. Ceci n'exclut pas qu'il y ait une adsorption en surface des deux constituants du mélange : les deux constituants s'adsorbent en proportion égales. Aussi, en réalité on ne détermine qu'une adsorption apparente. En revanche, lorsque la proportion d'un constituant à la surface est plus grande que celle en solution, alors ce constituant est adsorbé positivement [5].

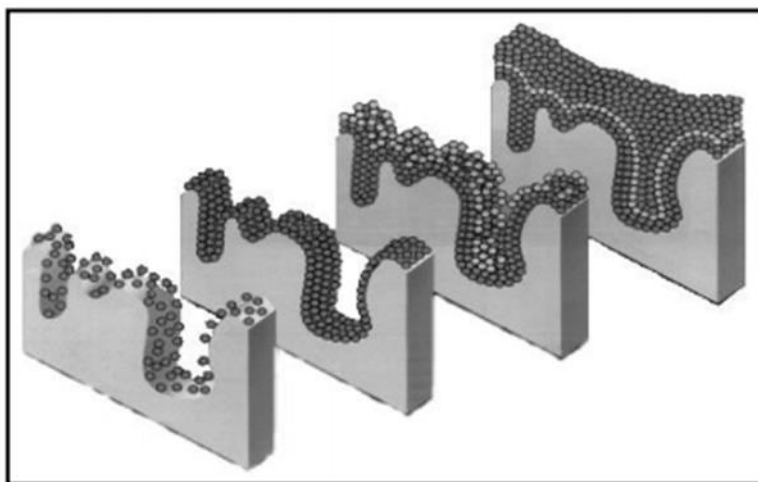


Figure I.3. Représentation de l'adsorption de l'adsorbât à la surface d'un adsorbant [5].

I.5. Cinétique d'adsorption

L'étude de la cinétique d'adsorption permet de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption en fonction du CA utilisé et des conditions opératoires. Dans la littérature, plusieurs modèles cinétiques sont utilisés afin de décrire les cinétiques d'adsorption sur les CA. Ils permettent de modéliser les cinétiques de nombreux systèmes et de déterminer certains paramètres cinétiques comme la constante de vitesse et la quantité adsorbée à l'équilibre. Ils permettent également de comprendre les phénomènes à l'interface entre le CA et les molécules de polluants en termes de diffusion et de mécanisme d'adsorption.

Trois modèles cinétiques sont étudiés afin de décrire le phénomène d'adsorption du DEP sur les quatre CA utilisés : le modèle de pseudo-premier ordre, le modèle de pseudosecond ordre et le modèle de diffusion intraparticulaire [6].

I.5.1. Modèle du pseudo-premier ordre

Il a été supposé que dans ce modèle la vitesse de sorption à l'instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre q_e , et à la quantité q_t adsorbée à cet instant, La loi de vitesse s'écrit [7].

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad \text{I.1}$$

K_1 (mn^{-1}) est la constante de vitesse, L'intégration de l'équation précédente donne:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad \text{I.2}$$

I.5.2. Modèle cinétique du pseudo seconde ordre

Ce modèle suggère l'existence d'une chimisorption, un échange d'électrons par exemple entre une molécule d'adsorbat et l'adsorbant solide [7]. Il est représenté par l'équation suivante:

$$dq_t/dt = k_2(q_e - q_t)^2 \quad \text{I.3}$$

Où k_2 ($\text{mg.g}^{-1}.\text{mn}^{-1}$) est la constante de vitesse. L'intégration de l'équation précédente donne:

$$\frac{1}{q_t} = \left(\frac{1}{q_e^2 k_2}\right) \frac{1}{t} + \frac{1}{q_e} \quad \text{I.4}$$

I.5.3. Modèle de diffusion intraparticulaire

Dans le modèle de la diffusion intra-particulaire le processus d'adsorption peut être contrôlé soit par une ou plusieurs étapes contribuant au transfert du soluté du cœur de la solution vers la surface du solide. Dans les systèmes fortement agités, la diffusion à travers le film (diffusion externe) est rapide comparée à la diffusion intraparticulaire. Cette dernière est explorée à l'aide du modèle de Weber et Morris qui s'exprime comme suit :

$$q_t = k_d t^{1/2} + c \quad \text{I.5}$$

Où : K_d est la constante de vitesse (mg/g.min) et C une constante liée à l'épaisseur de la couche limite (mg/g). Plus C est élevée, plus important est l'effet de la couche limite sur le transfert de matière.

Si la représentation de la quantité adsorbée en fonction de $t^{1/2}$ est une droite, alors le processus est contrôlé par la diffusion intra-particulaire. Toutefois, si on observe plusieurs tronçons de droite, alors la cinétique est régie par plusieurs étapes. L'effet du transfert de masse par diffusion externe (film) est significatif seulement au début du processus, elle est représentée par la première portion de droite suivie par la diffusion intraparticulaire [8].

I.6. Paramètres thermodynamiques d'adsorption

D'une façon générale une variation ou transformation d'un système s'accompagne d'une variation de l'énergie libre. Dans le cas d'une réaction d'adsorption de molécules sur une surface, la variation globale d'énergie libre qui en résulte peut s'écrire selon l'équation de Gibbs :

$$\Delta G_{\text{abs}}^{\circ} = \Delta H_{\text{ABS}}^{\circ} - T\Delta S_{\text{ABS}}^{\circ} \quad \text{I.6}$$

C'est l'énergie d'adsorption de Gibbs, qui est composée de deux termes. Un terme enthalpique (ΔH°) qui exprime les énergies d'interactions entre les molécules et la surface absorbante, et un terme entropique (ΔS°) qui exprime la modification et l'arrangement des molécules dans la phase liquide et sur la surface.

La relation thermodynamique (I.6) associée à la relation de Vant'Hoff (I.7) nous permet d'aboutir à l'équation I.8 [1] :

$$\Delta G^{\circ} = -RT \ln K_d \quad \text{I.7}$$

$$\ln K_d = \frac{\Delta S^{\circ}}{R} - \frac{\Delta H^{\circ}}{R} \frac{1}{T} \quad \text{I.8}$$

Avec :

- K_d : constante de distribution d'adsorption.
- R : constante des gaz parfaits (8.314 J/mole.K).
- T : température (K).

I.7. Potentiels d'adsorption

L'adsorption des gaz par les solides est le résultat de l'existence de forces et par conséquent, d'énergies intermoléculaires. Ces forces d'interaction entre molécules (ou atomes) sont le plus souvent trop complexes pour être décrites par un modèle de potentiel simple. Toutefois, dans le cas des molécules simples, il existe une représentation de l'énergie appelée le potentiel de Lennard-Jones :

$$U(r) = 4\epsilon \left[\left(\frac{\sigma}{r} \right)^{12} - \left(\frac{\sigma}{r} \right)^6 \right] \quad \text{I.9}$$

Il s'agit de la combinaison d'un terme global attractif ($1/r^6$), dominant aux distances relativement grandes, et d'un terme répulsif ($1/r^{12}$) devenant important aux faibles distances. A titre d'exemple, dans le cas de l'interaction entre deux atomes d'Argon, la forme de ce potentiel est montrée sur la figure ci-dessous :

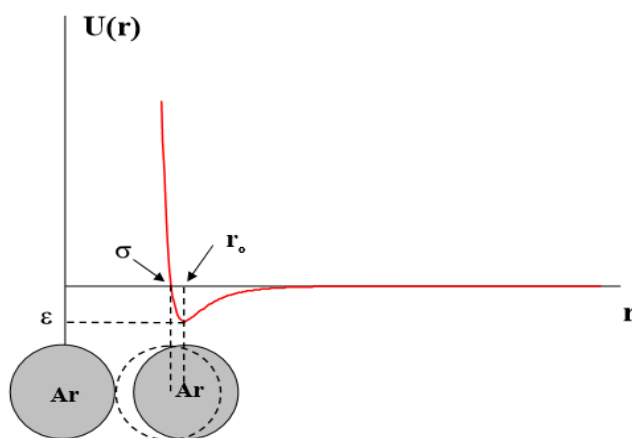


Figure I.4. Potentiel de Lennard-Jones 12-6.

Les grandeurs ϵ , σ et r_0 étant des valeurs particulières, montrées sur la figure 4 :

ϵ : Minimum de l'énergie potentielle (pour certains auteurs ϵ_0)

σ : Distance de contact des molécules définie par $\sigma = \frac{r_0}{1.12}$

r_0 : Distance intermoléculaire correspondant à ϵ_0 .

Le potentiel de Lennard-Jones, appelé potentiel « 6-12 », est souvent utilisé dans les programmes de modélisation moléculaire pour calculer les interactions adsorbat-adsorbat. Dans le cas des carbones à structure lamellaire (plans graphitiques), l'interaction adsorbat-adsorbant est calculée par le potentiel de Steele « 10-4-3 » [9].

I.8. Isothermes d'adsorption

On peut décrire un processus d'adsorption à l'aide d'une isotherme d'adsorption. Une telle isotherme est une courbe qui représente la relation entre la quantité de soluté adsorbé par unité de masse d'adsorbant q_e ou X/m et la concentration de soluté en solution C_e .

On obtient une telle courbe à partir des résultats des essais réalisés au laboratoire à une température constante. Pour ce faire, on introduit des quantités connues d'adsorbant dans des volumes d'eau à traiter et, après un temps de contact donné, on mesure la concentration résiduelle de soluté en solution [10].

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

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} = \frac{X}{m} \quad \text{I.10}$$

Où : C_0 : concentration initiale de soluté (mg/L)

C_e : concentration de soluté à l'équilibre (mg/L)

q_e : quantité de soluté adsorbé à l'équilibre par unité de poids de l'adsorbant (mg/g)

X : quantité de soluté adsorbé à l'équilibre (mg); $X = (C_0 - C_e) \cdot V$

m : masse d'adsorbant (g)

V : volume de la solution (L)

Certains auteurs ont compilé de nombreuses isothermes de Langmuir et ont constaté qu'elles présentaient 4 types, qui ont été reliés assez précisément à divers modes de fixation [10].

I.9. Classification des isothermes d'adsorption

I.9.1. Classification selon Brunauer et coll

Brunauer et coll, ont classé ces isothermes en six types selon leurs allures :

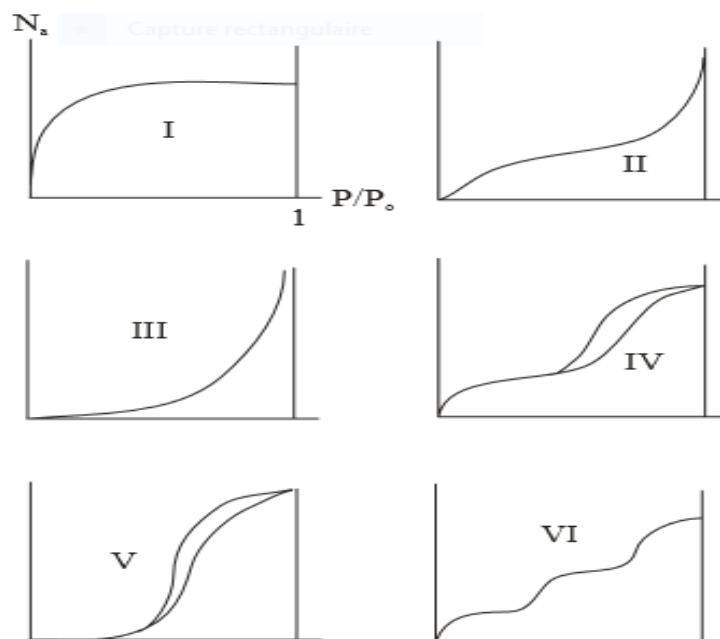


Figure I.5. Classification des isothermes selon Brunauer et al [9].

Le type d'isotherme obtenu permet déjà de tirer des conclusions qualitatives sur les interactions entre les adsorbats et l'adsorbant [9].

- **Les isothermes de type I**

sont typiques d'une adsorption en monocouche, ou correspondant au remplissage de micropores avec saturation lorsque le volume à disposition est totalement rempli. Ce type d'isothermes est caractéristique pour l'adsorption sur les charbons microporeux et les zéolithes [9].

- **Les isothermes de type II**

Correspondent en général à l'adsorption multicouche sur des surfaces ouvertes. Cependant, une isotherme de type II peut aussi résulter d'une somme d'isothermes I + II (remplissage de micropores suivi d'une adsorption multicouche sur une surface externe) [9].

- **Les isothermes de type III**

Elles reflètent un manque d'affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant, et des interactions adsorbat-adsorbat relativement fortes. C'est le cas de l'adsorption de l'eau sur des surfaces hydrophobes (par exemple graphite ou charbons actifs contenant peu d'oxygène) [9].

- **Les isothermes de type IV**

Elles sont le résultat de la combinaison d'une isotherme de type I (adsorption forte, mais limitée) et de type V. C'est le cas de l'eau sur les carbones riches en oxygène [11].

- **Les isothermes de type V**

Elles reflètent une forte interaction entre les adsorbats. De plus, l'existence d'une boucle d'hystérèse au cours de la désorption reflète la présence de mésopores dans lesquels la vapeur se condense en formant un ménisque de forte courbure [9].

- **Les isothermes de type VI**

Elles présentent des marches caractéristiques d'une adsorption multicouche sur une surface non-poreuse très homogène [11].

I.9.2. Classification selon Giles et coll

L'allure de la courbe isotherme varie selon le couple adsorbat – adsorbant étudié. Les isothermes d'adsorption de solutés à solubilité limitée ont été classées par gilles et coll. en quatre principales classes (figure I.6). Ces isothermes ont été reliées assez précisément à divers modes de fixation [12].

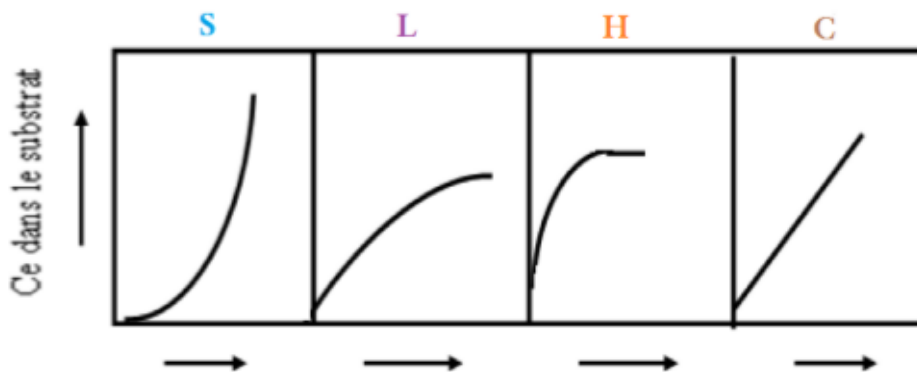


Figure I.6. Classification des isothermes d'adsorption [12].

S : Sigmoide ; L : Langmuir ; H : Haute affinité ; C : partition Constante

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 pouvant accueillir les molécules de soluté à la surface du solide diminue quand la quantité adsorbée augmente.

Chapitre I : Généralité sur le phénomène d'adsorption

- 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 [12].

Classe L

Les isothermes de classe L présentent, à faible concentration en solution, une concavité qui traduit une diminution des sites libres au fur et à mesure de la progression de l'adsorption. Ce phénomène se produit lorsque les forces d'attraction entre les molécules adsorbées sont faibles. Elle est souvent observée quand les molécules sont adsorbées horizontalement, ce qui minimise leur attraction latérale. Elle peut également apparaître quand les molécules sont adsorbées verticalement et lorsque la compétition d'adsorption entre le solvant et le soluté est faible. Dans ce cas, l'adsorption des molécules isolées est assez forte pour rendre négligeable les interactions latérales [13].

Classe S

Les isothermes de cette classe présentent, à faible concentration, une convexité. Les molécules adsorbées favorisent l'adsorption ultérieure d'autres molécules (adsorption coopérative). Ceci est dû aux molécules qui s'attirent par des forces de Van Der Waals, et se regroupent en îlots dans lesquels elles se tassent les unes contre les autres. Ce comportement est favorisé, d'une part, quand les molécules du soluté sont adsorbées verticalement comme c'est le cas des molécules possédant un seul groupe fonctionnel et d'autre part, quand les molécules se trouvent en compétition d'adsorption forte avec le solvant [14].

Classe H

La partie initiale de l'isotherme est presque verticale, la quantité adsorbée apparaît importante à concentration quasiment nulle du soluté dans la solution. Ce phénomène se produit lorsque les interactions entre les molécules adsorbées et la surface du solide sont très fortes. L'isotherme de classe H est aussi observée lors de l'adsorption de micelles ou de polymères formées à partir des molécules du soluté [14].

Classe C

Les isothermes de cette classe se caractérisent par une partition constante entre la solution et le substrat jusqu'à un palier. La linéarité montre que le nombre de sites libres

reste constant au cours de l'adsorption. Ceci signifie que les sites sont créés au cours de l'adsorption. Ce qui implique que les isothermes de cette classe sont obtenues quand les molécules de soluté sont capables de modifier la texture du substrat en ouvrant des pores qui n'avaient pas été ouverts préalablement par le solvant [14].

I.10. Modèles d'isothermes

Plusieurs lois ont été proposées pour l'étude de l'adsorption. Elles expriment la relation entre la quantité adsorbée et la concentration en soluté dans un solvant à une température donnée. Nous rappellerons ci-dessous les principales lois utilisées [14].

I.10.1. Le modèle de Langmuir

Le modèle de Langmuir, initialement développé pour l'adsorption en phase gazeuse, s'adapte très bien à la représentation d'isotherme de type I en phase aqueuse. Ce modèle est basé sur plusieurs hypothèses :

- Les sites d'adsorption à la surface du solide sont tous énergiquement équivalents.
- Chacun des sites ne peut fixer qu'une seule molécule.
- L'adsorption se fait en monocouche entre les molécules adsorbées.

Dans ces conditions, les isothermes peuvent être modélisées par l'équation [15] :

$$Q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{(1 + K_L C_e)} \quad \text{I.11}$$

Où :

Q_m : La capacité maximale d'adsorption dépendant des conditions expérimentales (mg.g^{-1}).

K_L : la constante d'adsorption de Langmuir, est liée à la température et au système adsorbant-adsorbat $K_L = d_0 e^{(E/RT)}$

C_e : concentration de l'adsorbat en phase liquide à l'équilibre (mg.L^{-1})

La linéarisation de cette équation donne une droite de pente ($1/Q_m$) et d'ordonnée à l'origine ($1/K_L Q_m$).

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_m} C_e + \frac{1}{K_L Q_m} \quad \text{I.12}$$

L'isotherme de Langmuir est la courbe, à température constante, résultant de la représentation de la quantité adsorbée (Q_e) en fonction de la concentration de la solution en soluté (C_e) (Fig.7) [16].

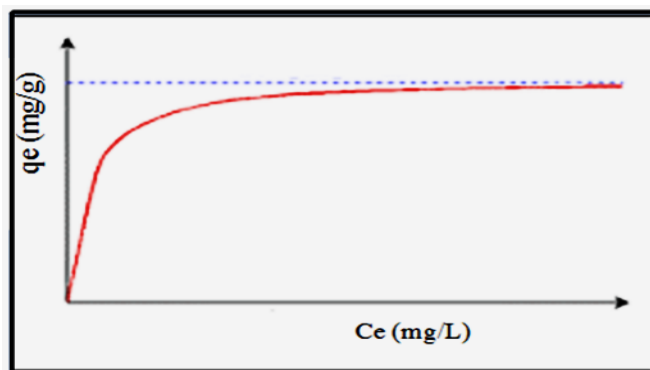


Figure I.7: Courbe illustrant le modèle de Langmuir [16].

I.10.2. Modèle de Freundlich

L'isotherme de Freundlich est un modèle empirique largement utilisé pour la représentation pratique de l'équilibre d'adsorption dans des systèmes aqueux. Elle ne repose sur aucune base théorique, on utilise le modèle d'adsorption de Freundlich dans le cas d'un adsorbant avec une surface d'adsorption hétérogène (sites d'adsorption énergétiquement différents). Il est représenté par une équation à deux paramètres (K_f et n). Ce modèle consiste en une distribution exponentielle des énergies des sites d'adsorption à la surface du support et se caractérise par une adsorption en sites localisés. Il convient de mentionner aussi, que celui-ci s'applique dans le cas des solutions diluées. Toute fois l'expérience montre qu'elle décrit bien les résultats d'adsorption des micropolluants par les solides tels que les charbons actifs, les sols et les argiles Elle repose sur l'équation empirique suivante [17].

$$q = K_f * C_e^{(1/n)} \quad \text{I.13}$$

q : quantité adsorbée par gramme du solide (mg/g) ;

C_e : concentration de l'adsorbât à l'équilibre d'adsorption (mg/L) ;

K_f : constantes de Freundlich caractéristiques de l'efficacité d'un adsorbant ;

n : l'affinité du soluté pour l'adsorbant ; constante se rapportant à l'intensité de l'adsorption en coordonnées logarithmiques ($n < 1$).

Cette relation, proposée par Boedeker (1859) et Kuster (1894) est généralement appelée équation de Freundlich (1909).

La constante n n'est pas toujours inférieure à 1, elle est souvent de l'ordre de 0,3 – 0,5. $n > 1$ on a une forte adsorption tandis que pour $n < 1$ on a une faible adsorption.

La transformée linéaire permettant de vérifier la validité de cette équation est obtenue par passage en échelle logarithmique [17] :

$$\ln q = \ln K_f + \frac{1}{n \ln C_e} \quad \text{I.14}$$

En traçant $\ln q$ en fonction de $\ln C_e$, on obtient une droite de pente n et d'ordonnée à l'origine $\ln K_f$.

I.10.3. Isotherme B. E. T (BRUNAUER, EMMET et TELLER)

L'hypothèse de B. E. T. repose sur la formation de multicouches. Les molécules se posent les unes sur les autres pour donner une zone interfaciale qui peut contenir plusieurs épaisseurs de molécules adsorbées, représentée sur la figure I.8.

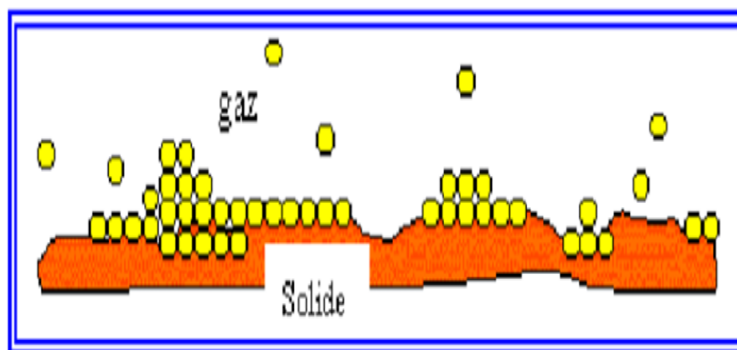


Figure I.8: Représentation schématique de l'hypothèse des multicouches.

Ce modèle admet la formation de multicouches d'adsorbat, une distribution homogène des sites de la surface de l'adsorbant et l'existence d'une énergie d'adsorption qui retient la première couche de molécules adsorbées et une deuxième énergie qui retient les couches suivantes. Le modèle rend compte aussi du phénomène de saturation et fait intervenir la solubilité du soluté dans son solvant, sous la forme de la concentration C_s de saturation. L'isotherme de (BET), 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 relie la première couche de molécules, alors que l'énergie de condensation retient les couches successives. Cette isotherme est proposée sous la formule suivante [18] :

$$\frac{C}{(C_s - C)(X/m)} = \frac{1}{AX_0} + \frac{A-1}{AX_0(C/C_s)} \quad \text{I.15}$$

Ou :

C_s : concentration de saturation, en (mg/l).

X_0 : masse d'impuretés adsorbées par la première couche.

A : constante déterminée empiriquement.

I.10.4. Isotherme de Sips

Ce modèle, valable pour une adsorption localisée sans interaction adsorbant-adsorbant, a pour équation :

$$\theta = \frac{q_e}{q_m} = \frac{b \cdot p^n}{1 + b \cdot p^n} \quad \text{I.16}$$

θ : Le taux de recouvrement.

b et n : sont des constantes d'ajustement.

P : Pression d'équilibre.

La différence avec le modèle de Langmuir est que, dans ce modèle, il n'est plus question d'une interaction entre adsorbant-adsorbant. Dans le domaine des faibles pressions, cette équation se réduit à celle de Freundlich, même pour cette dernière son isotherme a une pente à l'origine infinie lorsque $n < 1$. La linéarisation de ce modèle donne une équation de type [19] :

$$\ln \frac{\theta}{(1-\theta)} = \ln b + n \ln P \quad \text{I.17}$$

I.10.5. Isotherme de Temkin

L'isotherme de Temkin est utilisée dans plusieurs processus d'adsorption. Le domaine de validité de cette isotherme exclut les faibles et forts recouvrements. Ce modèle considère une non uniformité de surface et une occupation préférentielle des sites les plus adsorbants dans des conditions intermédiaires de recouvrement (ni très faible ni total). On admet que le domaine de la chaleur d'adsorption est assez large pour que le recouvrement soit total pour les sites les plus favorables, aux plus grandes chaleurs d'adsorption et inversement, le recouvrement soit très faible pour les sites les moins favorables. L'expression de l'isotherme de Temkin est donnée par l'équation suivante [20] :

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln A + \frac{RT}{b} \ln C_e \quad \text{I.18}$$

Où :

$RT/b = B$ (constante de Temkin).

Tableau I.2. Paramètres des modèles d'adsorption [20].

Isotherme	Ordonnée	Abscisse
Langmuir	m/x	$1/c$
Freundlich	$\log (x/m)$	$\text{Log } c$
BET	$c / (c_s - c) / m$	c / c_s
Temkin	q	$\ln C_e$

I.11. Les facteurs influençant l'adsorption

Quand un solide est mis en contact avec une solution, chaque constituant de cette dernière, le solvant et le soluté, manifeste une tendance à l'adsorption à la surface du solide. Il y'a donc une compétition en surface entre deux adsorptions qui sont concurrentielles.

Le cas le plus intéressant est celui où l'adsorption du soluté est de loin plus importante que celle du solvant. Donc la quantité adsorbée, dépend de nombreux facteurs dont les principaux sont [18] :

I.11.1. Surface spécifique

L'adsorption est proportionnelle à la surface spécifique de l'adsorbant. La dépendance de la cinétique d'adsorption et la dimension de la surface externe des particules est fondamentale pour le choix de l'adsorbant, pourtant cette surface externe ne représente qu'une portion minime de la surface totale apte à adsorber. Cette surface totale peut être augmentée par le broyage total du solide et ceci fait multiplier sa porosité totale [12].

I.11.2. Nature de l'adsorbant

L'adsorption d'une substance donnée croît avec la diminution de la taille des particules de l'adsorbant, ce qui permet aux composés de la solution de pénétrer dans les capillaires de la substance, donc la subdivision de la particule du solide influe directement sur les pores de ce dernier ainsi que sur sa surface spécifique qui va être développée. Cependant, si les dimensions des pores sont inférieures, aux diamètres des molécules de

l'un des composant de la solution, l'adsorption de ce composé ne se fait pas, même si la surface de l'adsorbant a une grande affinité pour ce composé [18].

I.11.3. Orientation des molécules

L'orientation des molécules adsorbées en surface, dépend des interactions entre la surface et les molécules adsorbées en solution. Il est difficile de prévoir l'orientation des molécules d'adsorbat sur le solide [15].

I.11.4. Le 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. Ce facteur dépend de l'origine des eaux à traiter et du procédé de leurs traitements (coagulation, floculation, oxydation...). Donc, il est judicieux de connaître l'efficacité de l'adsorption à différents pH [21].

I.11.5. la température

Le phénomène d'adsorption est exothermique. De nombreuses valeurs d'enthalpie d'adsorption sont présentées dans la littérature qui atteste de la variabilité des processus thermodynamiques [12].

I.11.6. La polarité

Pour qu'il ait une bonne adsorption, il faut qu'il ait une affinité entre le solide et le soluté. En règle générale, les solides polaires adsorbent préférentiellement d'autres corps polaires. Par contre les solides non polaires adsorbent préférentiellement des substances non polaires. Donc, Il faut que l'adsorbant et l'adsorbât soient de polarités voisines [1].

I.11.7. La dimension moléculaire (la taille, la masse moléculaire)

Plus la taille de la molécule est grande, plus le phénomène d'encombrement pouvant empêcher la molécule d'atteindre les sites d'adsorption situés dans les plus petits pores peut apparaître. Les particules dont la masse moléculaire est faible sont légères et se déplacent plus rapidement que celles dont la masse moléculaire est élevée. Donc leurs chance d'être adsorbées est beaucoup plus grande [22].

I.11.8. La 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 [23].

I.11.9. Le temps de contact

La vitesse d'adsorption est généralement rapide au début du processus, et elle devient ensuite plus lente, puisque le taux maximal de l'adsorption est généralement atteint après un court temps de contact entre l'adsorbant et l'adsorbat [24].

I.11.10. La concentration initiale de l'adsorbat

Les particules dont la masse moléculaire est faible sont légères et se déplacent plus rapidement que celles dont la masse moléculaire est élevée, donc leur probabilité d'être adsorbées est beaucoup plus grande [1].

Partie 2. Adsorbants

I.1. Les adsorbants

Tous les solides agissant comme adsorbants sont caractérisés par la structure microporeuse qui leur confère une très grande surface active par unité de masse. Les adsorbants utilisés dans la pratique sont, soit de nature organique (végétale ou animale), soit de nature minérale. Ils sont employés tels quels ou après un traitement d'activation ayant pour but d'augmenter la porosité [25].

I.2. Critères de choix de l'adsorbant

Les adsorbants utilisés dans divers traitements doivent avoir les qualités suivantes :

- Haute capacité d'adsorption.
- Grande efficacité pour adsorber des substances de faible concentration.
- Sélectivité élevée.
- Aptitude à être facilement régénérés.
- Prix peu élevé [26].

I.3. Type d'adsorbant

I.3.1. Charbon actif

I.3.1.1. Définition

Le charbon actif est un produit carboné poreux, constitué principalement de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et de petites quantités de soufre et d'azote. Il se présente sous forme d'une poudre noire plus ou moins fine et inodore. Le conseil Européen des fédérations de l'industrie chimique (C.E.F.I.C) les définit comme suit :

« Le charbon actif est un produit carboné doté d'une structure poreuse présentant une très grande surface de contact interne. Ce matériau issu des procédés industriels peut adsorber une large variété de substances qui se fixent sur leur surface interne, il est par conséquent appelé adsorbant » [27].

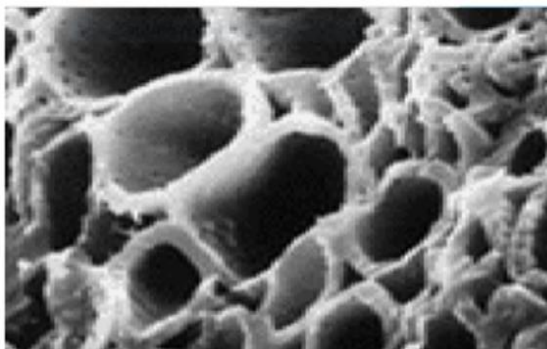


Figure I.9 : Vue microscopique du charbon actif [28].

I.3.1.2. Types des charbons actifs

I.3.1.2.1. Le charbon actif en poudre

Le charbon actif en poudre présente une granulométrie inférieure à 100 μm avec un diamètre moyen situé entre 15 et 25 μm . Il a une large surface externe et une faible profondeur de diffusion, ce qui engendre une vitesse d'adsorption très rapide [26].



Figure I.10 : charbon actif en poudre [26].

I.3.1.2.2. Le charbon actif en grain

La forme granulaire du charbon est caractérisée par une taille des particules supérieure à 1mm, un faible diamètre des pores, une grande surface interne et une externe relativement faible. Il en résulte que les phénomènes de diffusion à l'intérieur des pores prennent une grande importance dans le processus d'adsorption [26].



Figure I.11 : Charbon actif en grain [21].

I.3.1.2.3. Le charbon actif extrudé

Le charbon actif extrudé est de forme cylindrique avec des diamètres allant de 0.8 mm à 5 mm. 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 [26].



Figure I.12 : Charbon actif en extrudé [21].

I.3.1.3. Procédés de fabrication du charbon actif

La synthèse du charbon actif, obtenu à partir de nombreuses sources de carbone, peut être menée à bien par voies distinctes : la carbonisation et l'activation et Oxydation [17] :

I.3.1.3.1. Carbonisation

Les résidus de production agricole doivent subir un traitement supplémentaire de façon à transformer la matière organique en graphite. Ceci se fait à l'aide d'une étape de «carbonisation ». La carbonisation est la décomposition thermique des matières organiques

carbonées sous vide ou sous atmosphère inerte dans lequel un échantillon est soumis à des températures élevées comprises entre 600 et 800 °C pour obtenir un solide amorphe riche en carbone. La carbonisation est généralement effectuée à une vitesse de montée en température suffisamment grande pour minimiser le contact entre les produits carbonisés et les produits volatils. Pour finir, la carbonisation est un processus durant lequel les matériaux de départ vont être modifiés comme suit :

- Enrichissement du carbone et perte des composés volatils; lors de cette étape les hétéroatomes (oxygène et hydrogène) sont éliminés et le matériau devient plus riche en carbone.
- Développement de la porosité interne ou de l'espace, résultant de la perte des volatiles.
- Association croisée progressive du matériau enrichi en carbone et de cette manière créer un solide rigide.

Le but de la pyrolyse est d'obtenir un produit fortement carboné « carbonisât », avec une microporosité rudimentaire qui pourra ensuite être développée dans le processus d'activation, de cette façon le carbonisât devient un « charbon activé » [17].

I.3.1.3.2. Activation

L'étape d'activation permet de développer la structure poreuse du charbon actif en éliminant les goudrons. Elle engendre aussi l'apparition de fonctions de surfaces (généralement oxydées), qui seront à l'origine des interactions entre le solide et les molécules adsorbées.

L'activation est le plus souvent **physique**. Dans ce cas, elle permet de développer les pores existants, mais aussi d'en créer d'autres. Elle est réalisée entre 800 et 1000°C en présence d'un gaz faiblement oxydant (air), de vapeur d'eau, de CO₂, ou d'un mélange de ces gaz. La température d'activation et la nature du gaz jouent un rôle majeur sur le développement de la surface spécifique du charbon actif.

L'activation peut aussi être **chimique**. Elle consiste à imprégner le matériau d'une solution concentrée d'agent très oxydant et/ou déshydratant (acide phosphorique, chlorure de zinc, etc.). Le matériau est ensuite pyrolyse entre 400 et 800°C à l'abri de l'air ou sous micro-ondes, lavé et séché. Le charbon actif est ainsi obtenu en une seule étape. C'est le degré d'imprégnation du matériau en matière oxydante qui définit la structure poreuse finale. L'activation chimique est particulièrement utilisée lorsque la matière première est du bois.

A la fin de l'activation, le charbon actif a une structure poreuse polydisperse, qui dépend donc à la fois de la matière première utilisée et des conditions de cette dernière étape. Pour caractériser le développement de la porosité au cours de l'activation, on définit le degré d'activation ou « brun-off » qui correspond simplement à la perte en masse du matériau.

Dans des applications plus spécifiques, les charbons actifs peuvent subir des traitements supplémentaires, comme l'imprégnation de substances variées à des fins catalytiques [29].

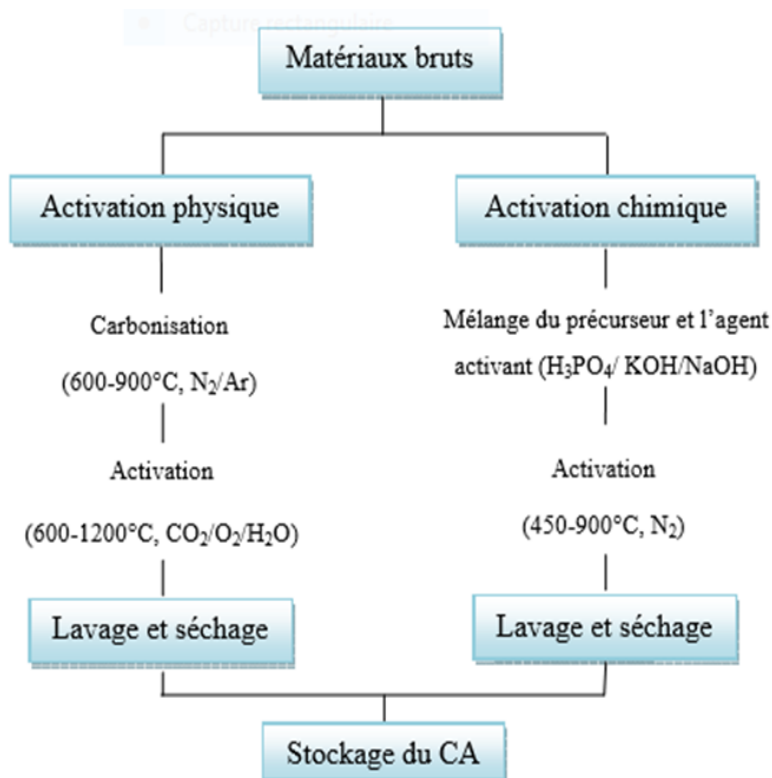


Figure I.13: Diagramme schématisé de processus de la production du charbon actif [30].

I.3.1.3.3. Oxydation

L'oxydation des charbons actifs est une méthode facile pour introduire des groupes fonctionnels (modification des fonctions de surfaces de l'adsorbant) à la surface du charbon. Cette étape peut se faire après l'activation soit par des agents oxydants en solution (eau oxygénée (H_2O_2), acide nitrique (HNO_3), ou peroxydisulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$)...) ou gazeux (air, vapeur d'eau, ou dioxyde de carbone); le peroxydisulfate d'ammonium oxyde la surface sans modifier la structure poreuse de charbon actif. Le processus d'oxydation conduit principalement à la formation des sites carboxyliques, ou la transformation des sites oxygénés en sites carboxyliques.

Des échantillons de 1 gramme de charbon actif sont immergés dans 10 ml de solution de $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ saturée en H_2SO_4 (1M). Le mélange est thermostaté à 298K, avec agitation constante, et l'oxydation à lieu durant différentes périodes de temps (h). Ensuite, le charbon est nettoyé par extraction au soxhlet avec de l'eau désionisée durant 24 heures ou jusqu'à l'absence de sulfates. Finalement, le charbon est séché à température ambiante et puis à l'étuve à 110°C pendant 12 heures [31].

I.3.1.4. Propriétés de charbon actif

I.3.1.4.1. Propriétés physiques

I.3.1.4.1.1. Structure du charbon actif

Un charbon actif est constitué d'un agencement désordonné de microcristaux de tailles variables (5 à 150 Å). Chaque microcristal est constitué par un empilement irrégulier de 5 à 20 feuillets distants de 3,6 Å (Figure II.14). La présence d'hétéroatomes conduit suivant le mode de fabrication du charbon actif à la formation de groupements fonctionnels sur les arêtes des microcristaux [27].



Figure I.14. Structure d'un charbon actif [27].

I.3.1.4.1.2. La porosité

Représente la fraction du vide existant dans le charbon actif. Elle peut atteindre 80 % et dépend des dimensions des pores et de leurs distributions. Les pores sont généralement classés suivant leurs tailles en trois catégories comme l'indique le tableau II.1 et la figure II.16 ci-dessous [25].

Tableau I.3. Classification de la porosité [25].

Type de pores	Rayon (nm)	Surface spécifique (m ² /g)	Volume massique (ml/g)
Micropores	< 2	600 -1500	0.2 – 0.6
Mésopores	2 – 50	20 – 70	0.02 – 0.1
Macropores	> 50	0.5 – 2	0.2 -0.8

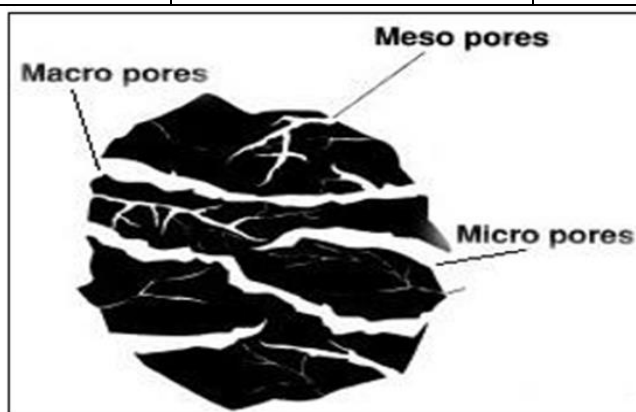


Figure I.15. Structure poreuse de charbon actif [25].

I.3.1.4.2. Propriétés chimiques

Les groupements carboxyliques, anhydrides carboxyliques, phénoliques, carbonyles et lactones sont les plus couramment rencontrés. Ces groupements de surface sont à l'origine du caractère hydrophile du charbon actif et de son potentiel électrocinétique. Ils confèrent au charbon actif des propriétés acido-basiques [25].

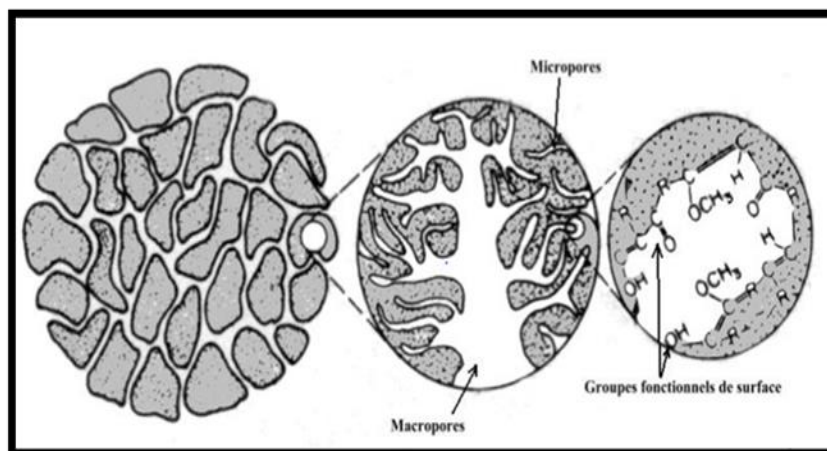


Figure I.16. Structure physico-chimique du charbon actif [32].

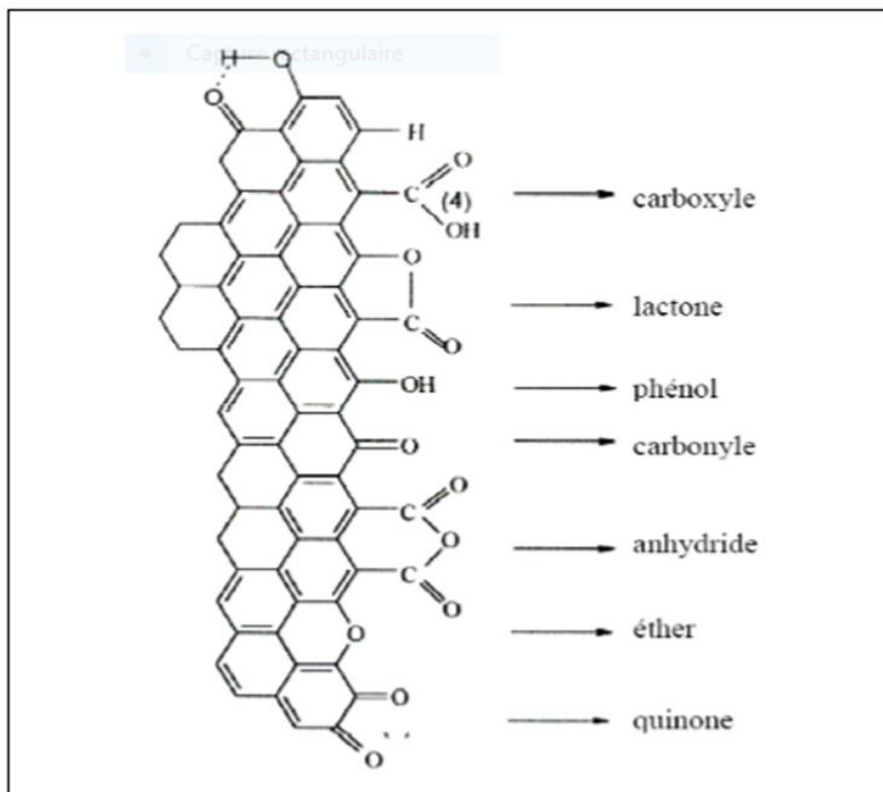


Figure I.17. Groupements de surface du CA [25].

I.3.1.5. Utilisation du charbon actif

L'utilisation du charbon actif est répartie en différents domaines comme :

- Traitement des eaux potables et résiduaires.
- Purification de produits industriels.

Le charbon actif élimine les couleurs et les impuretés de produits bruts, il est employé par exemple pour la décoloration du sucre de canne ou de betterave.

- Le charbon actif est employé dans l'équipement d'air conditionné ainsi que pour l'élimination des odeurs d'égouts et d'émanations chimiques.
- Les filtres à charbon actif contenus dans certaines voitures, fixent les émanations d'hydrocarbures imbrûlés qui s'échappent des véhicules à l'arrêt.
- Ces dernières années, l'utilisation du charbon actif s'est élargie au traitement des eaux usées en raison non seulement de ses qualités d'adsorbant mais aussi du rôle épurateur joué par les bactéries qui y sont fixées [33].

I.3.2. Adsorbants minéraux

I.3.2.1. Les argiles

L'argile est une roche sédimentaire, composée pour une large part de minéraux spécifiques, silicates en général d'aluminium plus ou moins hydratés, à structure feuilletée

(phyllosilicates) ou structure fibreuse (sépiolite et polygorskite) qui explique leurs qualités d'absorption et leur plasticité. «Véritable cadeau de la nature» l'argile est essentiellement constituée de silicates d'alumine hydratés, dans lesquels sont mélangés des éléments minéraux qui lui donnent sa coloration. Ces éléments présents en quantités réduites sont des oxydes d'alumine, de titane, de calcium, de magnésium, de potassium et de sodium [34].

I.3.2.2. Les zéolithes

Ce sont des silico-aluminates hydratés à l'état cristallin. Ces composés possèdent la propriété de perdre lentement leur eau de cristallisation par chauffage modéré, sans changer de structure cristalline. Ils deviennent spongieux et très adsorbants. Il existe des zéolithes artificielles, avec des pouvoirs adsorbants très importants. Ils possèdent la propriété de fixer les sels de métaux lourds qui se trouvent dans les eaux [35].

I.3.2.3. Les alumines activées

Les alumines activées sont obtenues par thermolyse flash du trihydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui conduit à un produit de composition approximative $\text{Al}_2\text{O}_3, 0,5 \text{H}_2\text{O}$, possédant une structure poreuse résultant du départ de molécules d'eau. La surface des pores est couverte de groupements Al-OH, et l'adsorption se fait préférentiellement par liaison hydrogène. Les alumines activées sont des adsorbants amorphes, moyennement polaires et hydrophiles [36].

I.3.2.4. Le gel de silice

Les gels de silice sont préparés à partir de $\text{Si}(\text{OH})_4$ en phase aqueuse, obtenu par acidification d'un silicate de sodium, ou bien à partir d'un sol de silice. Les groupements Si OH conduisent à des liaisons hydrogène. Il existe deux types de gels de silice : les microporeux, assez hydrophiles, et les macroporeux, versatiles, qui diffèrent par la taille des pores comme le nom l'indique. Leur surface spécifique peut être de 300 à 800 m^2/g [2].

I.3.3. Adsorbants à base de polymère

Ce sont pour la plupart des produits en développement qui n'ont actuellement que des applications très spécifiques et peu nombreuses. Le plus répandu est un copolymère du styrène et du divinylbenzène: le polystyrène forme des chaînes reliées entre elles par des ponts de divinylbenzène, ce qui confère une porosité interchaînes à la structure.

Chapitre I : Généralité sur le phénomène d'adsorption

Une caractéristique importante de ces adsorbants est qu'ils sont très hydrophobes. Ces produits peuvent être utilisés tel quel ou subir une carbonisation. On obtient alors des adsorbants voisins des charbons actifs. Si le polymère initial est préparé en fibres, on peut le tisser et obtenir des tissus de charbon actif.

Le diamètre de fibre étant de l'ordre de 10 microns (μm), le temps de transfert est beaucoup plus rapide que pour tous les autres adsorbants. Sa surface spécifique peut atteindre pour les tissus de charbon actif $2000 \text{ m}^2/\text{g}$ [2].

I.3.4. Principaux types d'adsorbants

Les principaux adsorbants employés dans l'industrie sont les charbons actifs, les zéolithes, les gels de silices, les alumines activées dont les caractéristiques sont récapitulées dans le tableau I.4

Tableau I.4. Caractéristiques des principaux adsorbants industriels [37].

Adsorbant	Surface spécifique ($\text{m}^2.\text{g}^{-1}$)	Taille des pores (nm)	Porosité interne
Charbon actif	400 à 2000	1.0 à 4.0	0.4 à 0.8
Zéolithes	500 à 800	0.3 à 0.8	0.3 à 0.4
Gels de silice	600 à 800	2.0 à 5.0	0.4 à 0.5
Alumines activées	200 à 400	1.0 à 6.0	0.3 à 0.6

Conclusion

L'adsorption peut aussi être définie comme étant une opération physique de séparation des mélanges, celle-ci permet une élimination d'une substance par une autre de la phase gazeuse ou liquide, dans laquelle elle se trouve.

Le solide est appelé adsorbant et la substance qui s'adsorbe qui est appelé plus couramment soluté afin d'éviter toute confusion avec l'adsorbant.

Références

- [1] : Bernou Abla et Boucendala Meriem, intitulé (Essai de traitement des effluents d'huileries d'olives par l'adsorption et combinaison avec le procédé Fenton.), mémoire de master, Université A. M. Oulhadj, Bouira, 2015.
- [2] : Nora Sedira, Intitulé (Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes), mémoire de magister, Université Mohamed-Chérif Messaidia, Souk-Ahras, 2013.
- [3] : Guesmia Cherifa Yasmine, intitulé (Etude de la cinétique de l'adsorption du vert de malachite sur un adsorbant a base de grains de citrouille.), mémoire de master, Annaba, 2013.
- [4] : Cherraye Ridha, intitulé (Préparation par voie chimique d'un charbon actif à partir des déchets de café (Effet de taux d'adjuvant).), mémoire de master, Ouargla, 2012.
- [5] : Djellabi Lamia, intitulé (Etude qualitative et quantitative de l'adsorption d'un produit pharmaceutique sur charbon actif en poudre.), mémoire de master, Université Mehammed Khider, Biskra, 2018.
- [6] : Tatianne Ferreira de Oliveira, intitulé (Étude d'un procédé de dépollution basé sur le couplage ozone / charbon actif pour l'élimination des phtalates en phase aqueuse.), thèse de doctorat, Université d'Orléans, 2011.
- [7] : Gherbi.N, intitulé (Etude expérimentale et identification du processus de rétention des cations métalliques pasr des matériaux naturels.), thèse de doctorat, Constantine, 2008.
- [8] : Nigro Sabrina et Sihali Louiza, intitulé (Élimination des ions Pb^{2+} par adsorption sur des charbons actifs préparés et encapsulés dans un réacteur agité fermé.), mémoire de master, Université A. MIRA-Bejaia, 2015.
- [9] : Mohammed Abdelbassat Slasli, intitulé (Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux : Approches théorique et expérimentale.), thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, 2002.
- [10] : Desjardins .R, Le traitement des eaux. 2^{ème} Edition revue et améliorée, Édition de l'Ecole Polytechnique de Montréal ,1990.
- [11] : Miraoui Abdelkader, Intitulé (Analyse et extraction liquide-solide de polluants inorganiques (Th (IV), Nd (III) et Sm(III)) par des extractions magnétiques.), thèse de doctorat, Tlemcen, 2016.

Chapitre I : Généralité sur le phénomène d'adsorption

[12] : Zahaf Faiza, Intitulé (Etude Structurale des argiles modifiées Appliquées à l'adsorption des polluants.), thèse de doctorat, Université Mustapha stambouli, Mascara, 2017.

[13] : Mouaziz Soumia, intitulé (préparation et caractérisation des bentonites modifiées par des sels de bis-imidazolium-application à l'adsorption du bleu telon.), mémoire de master, université de Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 2012.

[14] : Nassima Laid, intitulé (Dégradation photocatalytique du mordant bleu 13en milieu hétérogène.), mémoire de magister, Constantine, 2010.

[15] : Benmeziane Kahina et Lehllali Samira, intitulé (Etude de phénomène d'adsorption de bleu de méthylène sur les coquilles des amandes.), mémoire de master, Université A.MIRA, Bejaia, 2017.

[16] : Bouchelkia Nasma, épouse Fellahi, intitulé (Etude de l'élimination du Plomb, du Zinc et du cadmium par adsorption sur un charbon actif préparé à base des noyaux de jujube.), memoire de magister, Université A.MIRA, Bejaia, 2015.

[17] : Naziha Ladjal, intitulé (Elaboration, caractérisation de charbons actifs fonctionnalisés et étude de leurs propriétés en adsorption de composés organiques.), memoire de magister, M'sila, 2013.

[18] : Bougdah Nabil, intitulé (Etude de l'adsorption de micropolluants organiques sur la Bentonite.), Mémoire de Magister, Université 20 Août 55, Skikda, 2007.

[19] : Sekirifa Mohamed Lamine, intitulé (Étude des propriétés adsorbants des charbons activés issus des noyaux de dattes. Application au traitement d'effluent aqueux), thèse de doctorat, Annaba, 2013.

[20] : Arris Sihem, Epouse Chebira, intitulé (Etude Expérimentale de l'Elimination des Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Sous-Produits de Céréales.), thèse du doctorat, 2008.

[21] : Douadi Mohammed et Medakene Abderrahmane, intitulé (Etude de l'adsorption d'une eau polluée par des hydrocarbures sur charbon actif.), mémoire de master, Université kasdi merbah, Ouargla, 2017.

[22] : Amimer ghenima et Kedadouche Souad, intitulé (Adsorption seuls et en mélange de polluants d'origine pharmaceutique sur des adsorbants préparés à partir d'un déchet textile.), mémoire de master, Université A.MIRA, Bejaia, 2016.

[23] : Q.Riaz, R.AbdulHammed.A, study of adsorption of phenol by activated carbon from aqueous solutions; J Chem:26 (2002),357-361.

[24] : G.Blàzquez , M.A. Martín-Lara, G.Tenorio, M.Calero , Batch biosorption of lead (II) from aqueous solutions by olive treepruningwaste: Equilibrium, kinetics and thermodynamic study. Chemical Engineering Journal: 168 (2011), 170–177.

[25] : Benarima Abdelhakim et Kouadri Moulay Rachid, intitulé (Préparation et caractérisation d'un charbon actif à partir de coquilles d'œufs.), mémoire master, Université kasdi merbah, Ouargla, 2017.

[26] : Yahiaoui Nouara, intitulé (étude de l'adsorption des composés phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif.), thèse de magister en chimie de l'Environnement, Université mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, 2012.

[27] : Chaouch Noura, intitulé (Utilisation des sous-produits du palmier dattier dans le traitement physico-chimique des eaux polluées.), thèse de doctorat, Université hadj Lakhdar, Batna, 2014.

[28] : Belyouci Oussama, intitulé (Le charbon actif magnétique et la bentonite magnétique dans la rétention du Praseodymium et du cadmium. Optimisation des procédés.), thèse de doctorat, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 2017.

[29] : Imane Benhamed, Thème (Amélioration par ajout d'un métal de transition de la régénération in situ d'un charbon actif par oxydation catalytique.), thèse de doctorat, Université de Toulouse, 2015.

[30] : A. Demirbas. Agricultural based activated carbons for the removal of dyes from aqueous solutions: areview, Journal of Hazardous Materials 167 (2009) 1–9.

[31] : E.F.Ibañez, intitulé (Étude de la carbonisation et l'activation de procureur végétaux durs et mous.), thèse de doctorat Sciences, Université de Granada, 2002.

[32] : Stéphane Baup, intitulé (Elimination de pesticides sur lit de charbon actif en grain en présence de matière organique naturelle : élaboration d'un protocole couplant expériences et calculs numériques afin de simuler les équilibres et les cinétiques compétitifs d'adsorption.), thèse doctorat , Université de Poitiers, 1992.

[33] : Lourghi Lamia, intitulé (Adsorption du furfural issue des rejets liquides de la raffinerie d'Arzew par charbon actif en poudre.), mémoire de master, 2014.


[34] : Bounaceur Amaria, intitulé (Adsorption du fer, nickel et cobalt par la marne argileuse en solution aqueuse.), mémoire de master, Université de Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 2015.

[35] : Nouzha Bouziane, intitulé (Elimination du 2- mercaptobenzothiazole par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre.), mémoire de magister, Université Mentouride, Constantine, 2007.

Chapitre I : Généralité sur le phénomène d'adsorption

[36] : N'guessan Joachim Krou, intitulé (Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques.), Thèse doctorat, 2010, Université de Toulouse, 2010.

[37] : L.M. Sun et F. Meunier, Adsorption : aspects théoriques Techniques de l'ingénieur, (2007). J 2 730.



Chapitre II :
Généralités sur la pollution des
eaux

Introduction

La pollution des eaux est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines. Elle a pour origines principales, l'activité humaine, les industries, l'agriculture et les décharges de déchets domestiques et industriels [1].

Partie 1 : Les différents types de pollution

II.1. Définition des eaux usées

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique (eaux ménagères lessives, cuisine et bain ainsi que les eaux de vannes, industriel, artisanal, agricole ou autre).

Une personne consomme en moyenne 150 à 200 litres d'eau potable par jour. Une fois utilisée, elle devient de l'eau dite « eau usée » [2].

II.2. Le type de pollution

II.2.1. La pollution chimique

Elle est causée par la présence de substances chimiques dissoutes dans l'eau. Cette pollution est due essentiellement au déversement de polluants organiques et des sels de métaux lourds qui sont les plus menaçants rejetés souvent par les unités industrielles [3].

II.2.2. La pollution organique

Elle constitue souvent la fraction la plus importante d'autant plus que dans son acceptation la plus large, cette forme de pollution peut être considérée comme résultats de diverses activités (urbains, industriels, artisanales et rurales). On distingue pour les eaux usées urbaines, les matières organiques banales "protides, glucides, lipides", les détergents, les huiles et goudron [4].

II.2.3. La pollution physique

Les eaux usées contiennent des microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de leur morphologie : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes [5].

II.2.4. Pollution thermique

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..). L'élévation de température qu'elle induit, diminue la teneur en oxygène dissous. Elle accélère la biodégradation et la prolifération des germes. Il se trouve qu'à charge égale, un accroissement de température favorise les effets néfastes de la pollution [6].

II.2.5. Pollution radioactive

La pollution des eaux par des substances radioactives pose un problème de plus en plus grave. Elle a un effet direct sur les peuplements aquatiques en raison de la toxicité propre de ses éléments et des propriétés cancérigènes et mutagènes de ses rayonnements [7].

II.3. Origine des eaux usées

Généralement ce type de pollution est due à l'activité de l'homme causant l'émission de substances susceptibles de contaminer les sols et de s'infiltrer jusqu'aux eaux souterraines. Le risque de contamination est non seulement fonction des activités humaines et de leur intensité, mais aussi de la vulnérabilité des eaux souterraines. Puisque les eaux souterraines constituent un vecteur de propagation des contaminants au sein des sols, leur mouvement dans les formations géologiques pourra menacer des ouvrages de captage existants situés sur son parcours d'écoulement. Compromettre le potentiel d'exploitation d'une formation aquifère. Constituer un rejet diffus de contaminants susceptibles d'altérer de façon significative la qualité de l'eau [8].

II.3.1. Pollution domestique

Dans le cas d'un assainissement, collectif ou individuel, défectueux, des substances indésirables contenues dans les eaux vannes et les eaux ménagères peuvent être transférées à la nappe (matières organiques, détergents, solvants, antibiotiques, micro-organismes...). Le cas se produit avec les puits perdus, l'assainissement individuel avec infiltration dans le sol mal conçue ou mal dimensionnée, les stations d'épuration urbaines surchargées....

Les ordures ménagères accumulées dans des décharges sauvages ou non mises aux normes (centre d'enfouissement technique) libèrent également des lixiviations riches en polluants [8].



Figure II.1 : La pollution domestique [9].

II.3.2. La pollution industrielle

Si la pollution domestique des ressources est relativement constante, les rejets industriels sont, au contraire, caractérisés par leur très grande diversité, suivant l'utilisation qui est faite de l'eau au cours du processus industriel.

Selon l'activité industrielle, on va donc retrouver des pollutions aussi diverses que :

- des matières organiques et des graisses (abattoirs, industries agro-alimentaires...).
- des hydrocarbures (industries pétrolières, transports).
- des métaux (traitements de surface, métallurgie).
- des acides, bases, produits chimiques divers (industries chimiques, tanneries...).
- des eaux chaudes (circuits de refroidissement des centrales thermiques).
- des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Parmi les industries considérées traditionnellement comme rejetant des matières particulièrement polluantes pour l'eau, On citera, notamment, les industries agro-alimentaires, papetière, la chimie, les traitements de surface, l'industrie du cuir, etc [1].



Figure II.2 : Pollution industrielle [8]

II.3.3. La pollution naturelle

La teneur de l'eau en substances indésirables n'est pas toujours le fait de l'activité humaine. Certains phénomènes naturels peuvent également y contribuer. Par exemple, le contact de l'eau avec les gisements minéraux peut, par érosion ou dissolution, engendrer des concentrations inhabituelles en métaux lourds, en arsenic, etc. Des irrptions volcaniques, des épanchements sous-marins d'hydrocarbures... peuvent aussi être à l'origine de cette pollution [1].

II.3.4. La pollution agricole

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 [10].

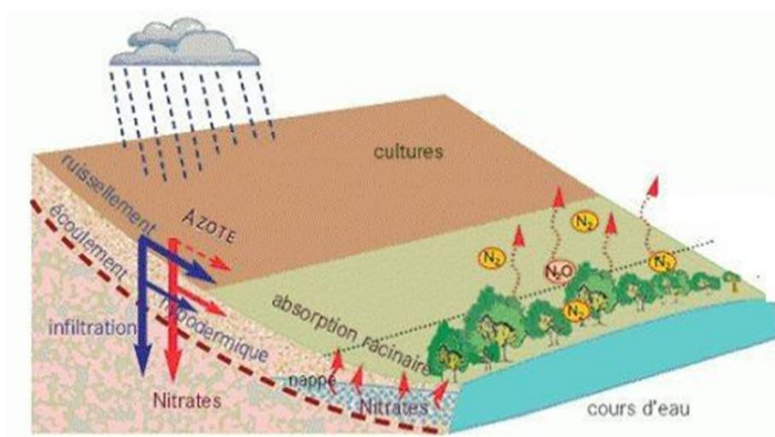


Figure II. 3: Pollution agricole [8].

II.4. Pollution par les métaux lourds

II.4.1. Définition des métaux lourds

D'un point de vue purement chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux. D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments) [11].

D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être définis comme :

- Tout métal ayant une densité supérieure à 5.

Chapitre II : Généralités sur la pollution des eaux

- Tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du sodium ($Z = 11$).
- Tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques [12].

Bloc s												Bloc p					
H		■ Métaux lourds de densité > 5															He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg	Bloc d										Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Bloc f														
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr	

Tableau II.1: Classification périodique des éléments

II.4.2. Forme des métaux lourds dans les eaux

La composition des eaux usées est très hétérogène. Ces eaux renferment de nombreuses substances organiques ou minérales qui se trouvent en suspension ou dissoutes. Les métaux lourds dans les eaux peuvent se manifester sous les formes suivantes [13]:

- Colloïdale.
- Soluble.
- En suspension.

II.4.3. Toxicité des métaux lourds

La toxicité des métaux lourds a conduit les pouvoirs publics à réglementer les émissions en fixant des teneurs limites. Cette réglementation n'est cependant d'aucun secours pour déterminer sans ambiguïté une liste de métaux à surveiller car la liste varie selon les milieux considérés: émissions atmosphériques rejets dans l'eau, règles sur l'épandage des boues ou la mise en décharge, etc. Le quart de la contamination par les métaux lourds est dû aux ordures ménagères (piles au cadmium, batteries au plomb, cuivre et zinc des pesticides, etc.). Le devenir des métaux lourds dépend de nombreux facteurs parmi lesquels la nature du sol et son acidité. La toxicité des métaux lourds n'est plus à

démontrer. Par exemple, celle du mercure est connue depuis l'antiquité. Dans la majorité des cas, les effets toxiques de ces métaux lourds se manifestent au niveau du système nerveux, le sang ou la moelle osseuse. Ils sont généralement cancérogènes [14].

II.5. Autres origines de la pollution

II.5.1. La pollution de l'air

La pollution atmosphérique résulte d'un apport de gaz de particules émis par l'activité humaine. Ces émissions sont dites « anthropiques », mais les processus atmosphériques impliquent autant les gaz et les aérosols naturels que les gaz et les aérosols anthropiques. Le gaz d'échappement, les feux de forêt, l'industrie, la combustion par les centres d'énergies électriques, ainsi que d'autres sources, sont responsables de l'émission de gaz toxiques dans l'atmosphère qui diminuent la qualité de l'air. Il y'a plusieurs formes de pollution de l'air incluant les pluies acides et industrielles, la diminution de la couche d'ozone et l'effet de serre [15].

II.5.2. La pollution du sol

Un sol est dit pollué quand il contient un ou plusieurs polluant(s) ou contaminant(s) susceptibles de causer des altérations biologiques, physiques et chimiques de l'écosystème constitué par le sol.

La pollution du sol est liée aux rejets de produits domestiques dans les décharges qui provoquent une pollution du sol par le pourrissement. Cependant, la cause de la contamination des sols la plus ubiquiste résulte de la pollution diffuse due à l'usage systématique en agriculture de nombreux produits chimiques : engrais et pesticides [15].

II.6. Les colorants

II.6.1. Définition

Un colorant proprement dit est une substance qui possède deux propriétés spécifiques, indépendantes l'une de l'autre, la couleur et l'aptitude d'être fixée sur un support tel qu'un textile [16].

Les matières colorantes se caractérisent par leur capacité à absorber les rayonnements lumineux dans le spectre visible (de 380 à 750 nm). D'une manière générale, les colorants consistent en un assemblage de groupes Chromophores ($-N=N$, $-NO$ ou $N-OH$, $=C=O$, $-C=C$, $-NO_2$ ou $NO-OH$), Auxochromes ($-NH_2$, $-NHCH_3$, $-N(CH_3)_2$, $-HO$, OR) et de structures aromatiques conjuguées [17].

Chapitre II : Généralités sur la pollution des eaux

Tab.II-3. Principaux groupes Chromophores et Auxochromes [18].

Groupements chromophores	Groupements auxochromes
Azo (-N=N-)	Amino (-NH ₂)
Nitroso (-NO ou -N-OH)	Méthylamino (-NHCH ₃)
Carbonyle (=C=O)	Dim éthylamino (-(CH ₃) ₂)
Vinyle (-C=C-)	Hydroxyle (-OH)
Nitro (-NO ₂ ou =NO-OH)	Alkoxy (-OR)
Sulphure (> (C=S))	Groupements donneurs d'électrons

II.6.2. Utilisation des colorants

Pour voir l'importance des matières colorantes, il suffit d'examiner l'ensemble des produits manufacturés dans les différents domaines d'application suivants:

- Textiles 60%
- Papiers 10%
- Matières plastiques et élastomères 10%
- Cuire et fourrures 3%

Les autres applications concernent les produits alimentaires, le bois et la photographie [14].

II.6.3. Toxicité des colorants

Les colorants synthétiques représentent aujourd'hui un groupe relativement large de composés chimiques organiques rencontrés dans pratiquement toutes les sphères de notre vie quotidienne. Les effets cancérogènes des composés azoïques s'expriment indirectement par leurs dérivés amines. Selon EPA, (1998), l'estimation des risques de cancer impose de fixer une concentration limite de 3.1 mg/L en colorant azoïque dans l'eau potable [14].

II.7. Produits pharmaceutiques

II.7.1. Définition d'un médicament

Un médicament est toute substance utilisée pour prévenir, atténuer, ou guérir une maladie ou ses symptômes.

« Tout substance ou composition présentée comme possédant des propriétés curatives ou préventives à l'égard des maladies humaines ou animales, ainsi que toute substance ou composition pouvant être utilisée chez l'homme ou chez l'animal, ou pouvant leur être administrée en vue d'établir un diagnostic médical ou de restaurer, corriger ou modifier leurs fonctions physiologiques en exerçant une action pharmacologique, immunologique ou métabolique.» [19].

II.7.2. Risques sanitaires conséquents

De nombreuses questions d'ordre sanitaire sont aujourd'hui sous le feu des projecteurs: quels sont les effets d'une exposition à long terme à ces médicaments à faibles doses dans les eaux et une toxicité supplémentaire peut-elle se manifester du fait de l'interaction entre les substances médicamenteuses, voire avec les autres micropolluants ?

Ces questions sont d'autant plus pertinentes que certaines études de l'environnement aquatique sont en mesure aujourd'hui de fournir des preuves de la toxicité de résidus médicamenteux, notamment en ce qui concerne les dérivés hormonaux.

D'autres observations avancées par les scientifiques, sont plus hypothétiques du fait d'un manque de preuves solides, mais prêtent tout de même à réflexion.

Les principaux aspects de ces observations scientifiques sont détaillés ci-après, suivis par l'exposition des difficultés rencontrées à l'heure actuelle afin d'évaluer les risques réels de la présence de ces résidus médicamenteux dans les eaux [19].

Partie 2 : Traitement des eaux

II. Différentes techniques de traitement des eaux

Différentes méthodes de traitement des eaux polluées sont à ces jours disponibles. Nous pouvons les regrouper en traitements physiques, biologiques, physico-chimiques ou chimiques [10].

II.1. Traitements physiques

Les traitements physiques utilisent des techniques séparatives pour séparer les polluants de l'eau à traiter. Ils sont efficaces pour éliminer les solides en suspension, les liquides non miscibles et les polluants organiques dissous. Nous pouvons citer comme exemple la décantation, la sédimentation, la floculation, la filtration (sur sable ou sur membranes), la flottation, l'extraction, et l'adsorption.

Ces traitements présentent l'avantage d'être basés sur des principes simples et sont donc facilement applicables. Leur inconvénient majeur réside dans le fait qu'il s'agit d'un simple déplacement de la pollution d'un milieu à un autre. Cependant il peut être surmonté par un couplage avec un processus de destruction du polluant récupéré [20].

II.1.1. Adsorption sur charbon actif (ou sur un autre adsorbant)

Lors de l'adsorption, le polluant est transféré de la phase liquide vers la phase solide. Le charbon activé est l'adsorbant le plus communément utilisé pour la réduction de la couleur, mais il reste très onéreux et nécessite en plus une régénération. C'est dans ce

contexte que l'ont intéressé à la valorisation d'un rejet de l'industrie alimentaire, qui est le grignon d'olive pour l'utiliser comme adsorbant pour la décoloration des rejets de l'industrie textile. D'autres recherches ont opté pour valoriser ou utiliser d'autres matières naturelles (sciure, écorce et farine de bois...) moins onéreuses pour l'extraction des colorants par adsorption [21].

II.1.2. Filtration sur membrane

La filtration sur membrane pilotée par pression hydraulique se décline en microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse. L'effluent passe à travers une membrane semi-perméable qui retient en amont les contaminants de taille supérieure au diamètre des pores, pour produire un perméat purifié et un concentré qui reçoit les impuretés organiques. Parmi les quatre types de procédés, la nanofiltration et l'osmose inverse sont les plus adaptés à la réduction partielle de la couleur et des petites molécules organiques, mais l'osmose inverse reste la plus répandue. Ces procédés limités dans leurs applications, nécessitent des investissements importants en capitaux et le retraitement du concentré est jusqu'à six fois plus cher que celui de l'effluent original [22].

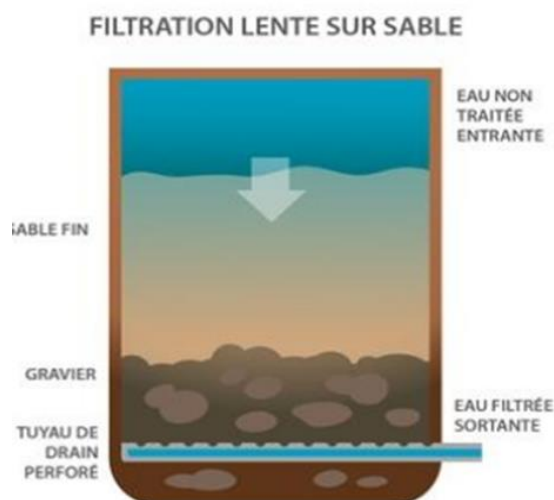


Figure II.4 : La filtration sur sable.

II.1.3. Décantation

La décantation est la méthode la plus fréquente de séparation des 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 [2].

II.2. Traitements thermiques

Les traitements thermiques utilisent de hautes températures pour décomposer ou minéraliser les molécules organiques en dioxyde de carbone, eau et halogènes. Le procédé thermique le plus employé industriellement est l'incinération.

Ces procédés nécessitent un équipement coûteux, génèrent de fortes dépenses énergétiques et devraient être limités au traitement d'effluents fortement concentrés en matière organique dont l'enthalpie de combustion compense au mieux l'énergie de vaporisation de l'eau. Par ailleurs, la formation de dioxines et les fumées émises représentent à leur tour une pollution atmosphérique qui nécessite un autre traitement [23].

II.3. Traitements chimiques

Dans le cas des polluants non –biodégradables, il est indispensable de trouver d'autres méthodes de traitement comme le traitement chimique qui consiste à extraire les polluants par exemple les métaux lourds par complexation ou par adsorption sur des matériaux minéraux. La recherche est donc ouverte dans le domaine des méthodes chimiques de traitement [10].

II.4. Les procédés hybrides

Un traitement unique peut difficilement suffire à dépolluer un effluent généralement constitué d'un mélange de polluants d'origines diverses. Aussi, l'hybridation de procédés existants permet de bénéficier de leurs avantages respectifs, tout en réduisant leurs inconvénients [20].

II.5. Traitements physico-chimiques

Ils sont généralement utilisés dans les stations d'épuration de grande capacité, ou dans celles ayant à faire face à de grandes variations de charge dans l'année (zone touristique). Ils comportent classiquement deux phases: une phase de coagulation par des sels de fer ou d'aluminium, puis une floculation des colloïdes formés. La séparation du floc a lieu pendant la phase de clarification (décantation secondaire). Les procédés les plus modernes utilisent du micro sable injecté dans l'effluent afin d'accélérer la décantation des floes. On parle alors d'élimination à floes lestés.

Les traitements physico-chimiques permettent un bon abattement des virus. Cependant, leur utilisation, et notamment le dosage de sels de fer et d'aluminium, n'est pas toujours bien optimisée, sinon maîtrisée. Il y a donc un risque de surcoute lié à une mauvaise utilisation, voire un risque environnemental [24].

II.5.1. Coagulation

La coagulation est par définition le phénomène de déstabilisation des particules colloïdales, qui peut notamment être obtenu par neutralisation de leurs charges électriques. Le produit utilisé pour cette neutralisation est appelé : coagulant. Les coagulants les plus communément employés dans la pratique se limitent au: sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$, polychlorure d'aluminium $Al_nOH_mCl_{3n-m}$, chlorure ferrique $FeCl_3$, sulfate de fer $FeSO_4 \cdot nH_2O$ et sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$. Dans des cas particuliers, il est fait appel à : l'aluminate de soude $NaAlO_2$, la chaux CaO , $Ca(OH)_2$ pour attaquer la structure des matières à précipiter et favoriser ainsi la création d'un système moins stable susceptible d'être définitivement précipité par les réactifs précédents [23].

II.5.2. Flocculation

C'est l'agrégation des particules déchargées par transport et mise en contact les unes avec les autres. Elle conduit à la formation de floccs, capables d'être retenus dans une phase ultérieure du traitement de l'eau. On peut distinguer les flocculats par leur nature (minérale ou organique), leur origine (synthétique ou naturelle) et leur charge électrique (anionique, cationique, non ionique). Parmi les flocculats, on peut citer : les flocculats minéraux et les flocculats organiques [23].

II.6. Méthodes biologiques de traitement

Par épuration biologique des eaux, on entend la décomposition des polluants organiques dans l'eau par les microorganismes. Les procédés biologiques se partagent en deux catégories : les traitements aérobies en présence d'oxygène et anaérobies sans oxygène [22].

II.6.1. Traitement aérobie

Les polluants sont décomposés dans une unité biologique constituée d'un bassin de boue activée par des bactéries aérobies et autres microorganismes en une boue qui sédimente. Dans le cas idéal, les polluants organiques sont oxydés jusqu'au dioxyde de carbone. Après épuration, la boue est séparée des eaux usées par sédimentation dans un

décanteur ; une partie est recyclée et le surplus est évacué après pressage ou centrifugation [22].

II.6.2. Traitement anaérobie

A l'inverse de la biodégradation aérobie, la digestion anaérobie des composés organiques s'effectue en l'absence d'oxygène et forme du dioxyde de carbone, du méthane et de l'eau. C'est un procédé efficace pour le traitement de déchets très chargés en matières organiques et le méthane formé peut être utilisé comme énergie de chauffage. Les conditions de réduction dans la digestion anaérobie sont adaptées à la décoloration des colorants azoïques par clivage de la liaison azo entraînant une destruction subséquente du groupe chromophore, mais une minéralisation complète est impossible dans ce type de procédé. La dégradation des molécules initiales entraîne souvent la formation d'amines plus toxiques que la molécule initiale, qui finissent dans les sédiments aquifères peu profonds et les eaux souterraines [21].

Conclusion

Comme mentionné plus haut le choix d'un traitement dépend principalement de la concentration et du débit de matière organique, mais aussi de la nature des produits organiques polluants pour les eaux industrielles.

Les chercheurs ont donc proposé différents schémas de traitements en fonction de la composition des effluents et de l'utilisation finale des eaux traitées.

Parmi les matériaux employés dans le cadre du traitement des eaux, le charbon actif occupe une place de choix, en raison de sa grande capacité d'adsorption pour de nombreux composés chimiques.

Références

- [1] : Arris Sihem Epouse Chebira, intitulé (Etude Expérimentale de l'Élimination des Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Sous-Produits de Céréales.), thèse de doctorat, 2008.
- [2] : Bengattane Achouake et Ben ali aicha, intitulé (Traitement des eaux usées de la ville d'El-oued à l'aide des matériaux à base d'argile.), mémoire de master, Université Kasdi Merbah, Ouargla, 2015.
- [3] : Mekhalif Faiza, intitulé (Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement.), mémoire de magister, 2009.
- [4] : Chebli Derradji, intitulé (Traitement des eaux usées industrielles: Dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation avancée et un traitement biologique), thèse de doctorat, 2012.
- [5] : Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconie A, (2004), « Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. » Rapport ORS, 220p.
- [6] : Galaf F et S. Ghanna M, intitulé (Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site Websur la pollution du milieu marin). mémoire d'ingénieur d'état, 2003.
- [7] : Zeghoud Mohamed Seifeddine, intitulé (Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra.), mémoire de master, Université d'el -Oued, 2014.
- [8] : Salim Frioua, intitulé (localisation et caractérisation des zones sources de pollution des ressources en eau de la ville de Biskra à l'aide de S.I.G), mémoire de master, Université Mohamed Khider, Biskra, 2014.
- [9] : Sekraf Oumelkheir et Dammene debbih Amina, intitulé (Etude générale sur le traitement de la pollution de l'eau.), mémoire de licence, Université Mohamed Khider–Biskra, 2017.
- [10] : Douadi Mohammed et Medakene Abderrahmane, intitulé (Etude de l'adsorption d'une eau polluée par des hydrocarbures sur charbon actif), mémoire de master, Université kasdi merbah, Ouargla, 2017.
- [11] : Zahaf Faiza, intitulé (Etude Structurale des argiles modifiées Appliquées à l'adsorption des polluants), these de doctorat, Université mustapha stambouli, Mascara, 2017.

Chapitre II : Généralités sur la pollution des eaux

[12] : Nora Sedira, intitulé (Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes.), mémoire de magister, Université Mohamed-Chérif Messaidia, Souk-Ahras, 2013.

[13] : Aksas Hamouche, intitulé (étude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des métaux lourds par l'utilisation des adsorbants naturels.), thèse de doctorat, Université m'hamed bougara, Boumerdes, 2013.

[14] : Khalfaoui Amel Épouse Derbal, intitulé (Etude Expérimentale de L'élimination de Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Matériaux Naturels: Application aux Peaux d'Orange et de Banane.), thèse du doctorat, Université mentouri, constantine, 2012.

[15] : El Hatabi Ilyes, intitulé (Contribution à l'étude de la pollution par les rejets de la tannerie et les rejets urbains d'Ain Fakroun dans l'Oued de Sigus- Oum El Bouaghi.), mémoire de Magister, Oum El-Bouaghi, 2014.

[16] : Perrin, R, Scharff, J.-P, 2002, Chimie industrielle, 2^{ème} édition, Paris, p 661,668 et 669.

[17] : Bouasla. C, intitulé (Minéralisation des composés organiques par divers procédés d'oxydation avancée, Thèse doctorat, Université Badji-Mokhtar, Annaba, 2012.

[18] : Hammami.S, intitulé (Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels.), thèse doctorat, Université Paris-Est et Tunis El Manar, 2008.

[19] : Djellabi Lamia, intitulé (Etude qualitative et quantitative de l'adsorption d'un produit pharmaceutique sur charbon actif en poudre.), mémoire de master, Université Mehammed Khider, Biskra, 2018.

[20] : Moumenine Sarah, intitulé (Elimination de polluants des eaux d'usines par adsorption sur charbon de chêne en combinaison avec un désinfectant.), Université abou bekr belkaid, Tlemcen, 2011.

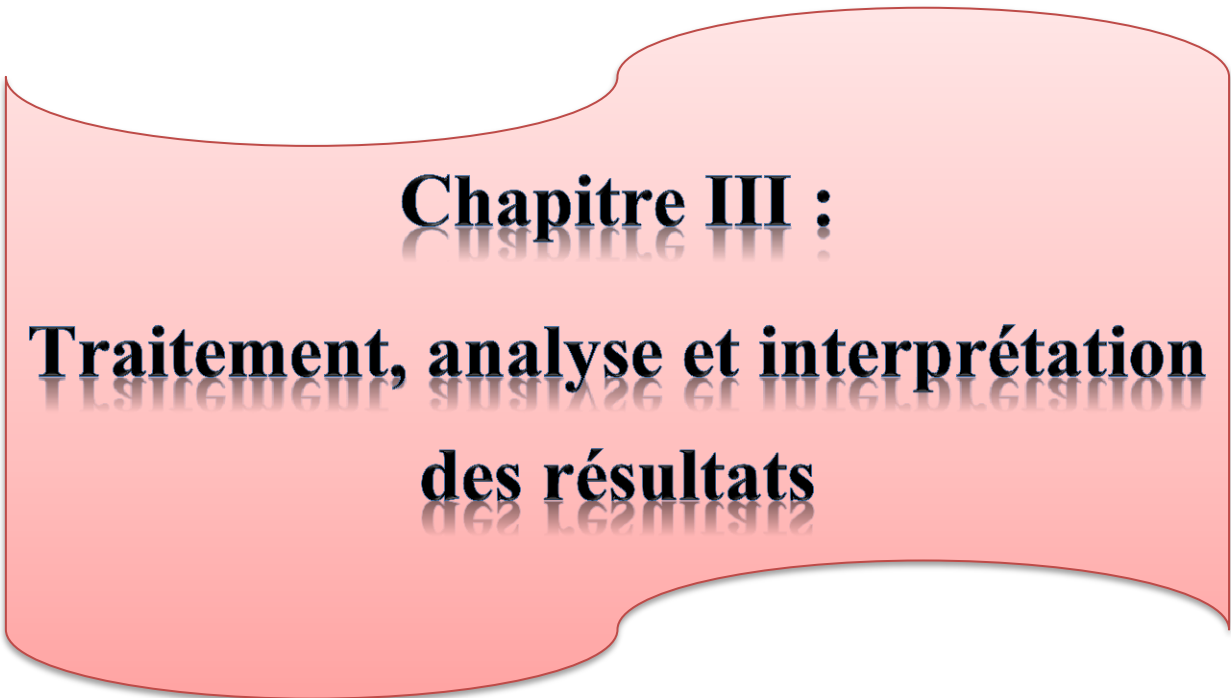
[21] : Oubagha Noura, intitulé (Décontamination des eaux contenant les colorants textiles et les adjuvants par des matériaux naturels et synthétiques.), mémoire de magister, Université de Tizi Ouzou, 2012.

[22] : Salmi Djaafar et Slimani Kahina, intitulé (Application de l'électroflottation-électrocoagulation pour l'élimination d'un colorant textile Cas du Bleu d'indanthrène RS.), mémoire de master, Université A.Mira, Bejaia, 2014.

Chapitre II : Généralités sur la pollution des eaux

[23] : Imane Benhamed, intitulé (Amélioration par ajout d'un métal de transition de la régénération in situ d'un charbon actif par oxydation catalytique.), thèse de doctorat, Université de Toulouse, 2015.

[24] : Belahmadi mohamed seddik oussama, Intitulé (étude de la biodégradation du 2,4-dichlorophénol par le microbiote des effluents d'entrée et de sortie de la station d'épuration des eaux usées d'ibn ziad.), mémoire de magister, Université Mentouri, Constantine, 2011.



Chapitre III :
Traitement, analyse et interprétation
des résultats

III. Introduction

Ce chapitre présente d'une part les matériels et méthodes d'analyse utilisés pour réaliser l'étude adsorption par le charbon actif. Et d'autre part l'interprétation des résultats, dans le but de l'élimination de pollution, cas d'acide acétique et d'éthanol.

Partie 1 : Matériels et Méthodes

III.1. Les produits utilisés

III.1.1. Acide acétique (éthanoïque)

L'acide acétique ou acide éthanoïque est un acide organique, de densité légèrement supérieure à celle de l'eau (1,051), Sa formule chimique est CH_3COOH , l'acide acétique pur est un liquide incolore et inflammable. L'acide acétique est utilisé comme additif alimentaire, en photographie, dans la fabrication de plastiques et comme solvants organiques.

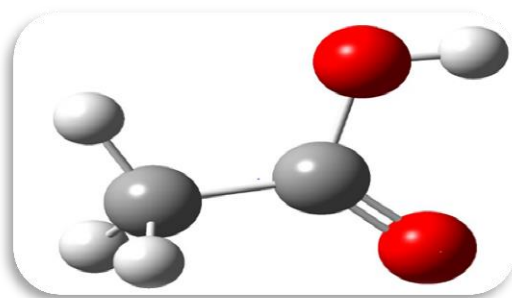


Figure.III.1 : Structure d'acide acétique.

III.1.1.1. Propriétés

Dans ce tableau ci-dessous sont regroupées les principales propriétés physico-chimiques de l'acide acétique.

Tableau III.1. Propriétés physico-chimiques de l'acide acétique.

Propriétés	
Formule moléculaire	CH_3COOH
Masse molaire	60.05 g/mol
Densité	1.054 g/cm ³
Solubilité	Complète dans l'eau
Température de fusion	16.7 C ⁰
État physique	Liquide
Couleur	incolore

III.1.2. Ethanol

L'éthanol est un liquide incolore et très inflammable, Sa formule chimique est C_2H_5OH , l'éthanol est miscible à l'eau, il est utilisé comme matière première pour la production de nombreux composés : acide acétique, acrylate d'éthyle, éthylène,...etc. Solvant utilisé dans l'industrie des peintures, vernis, encres, matières plastiques, adhésifs...etc. L'éthanol possède une faible toxicité par exposition répétée par voie orale et respiratoire.

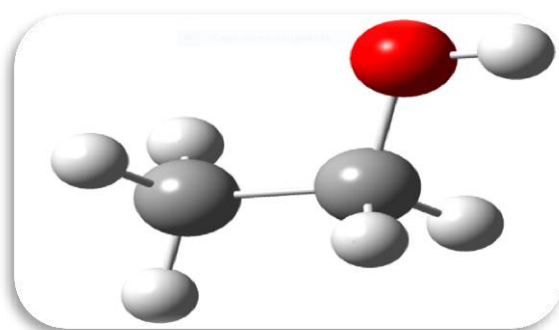


Figure.III.2 : Structure d'éthanol.

III.1.2.1. Propriétés

Tableau III.2: Propriétés physico-chimiques de l'éthanol.

Dans ce tableau ci-dessous sont regroupées les principales propriétés physico-chimiques d'éthanol.

Propriétés	
Formule brute	C_2H_5OH
Masse molaire	46.069 g/mol
Densité	0.790 g/cm ³
Solubilité	Complète dans l'eau
Température de fusion	158.2 k
État physique	Liquide
Couleur	incolore

III.2. Technique d'analyse UV-Visible

La spectrophotométrie est une méthode analytique quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance ou la densité optique d'une substance chimique donnée, généralement en

solution. Plus l'échantillon est concentré, plus il absorbe la lumière dans les limites de la proportionnalité énoncées par la loi de Beer-Lambert [1].

III.2.1. Principe

La spectrophotométrie UV-Visible est basée sur l'interaction des radiations lumineuses et de la matière dans le domaine du proche ultraviolet (UV) au très proche infrarouge (IR), soit entre 180 et 1100 nm. Cette partie du spectre apporte peu d'informations structurelles, mais a beaucoup d'importance en analyse quantitative. Les calculs d'absorbance des composés dans le proche UV et le visible par application de la loi de Beer-Lambert constituent la base de la méthode connue sous le terme général de colorimétrie pour tout spectre enregistré dans le visible [2].

III.2.2. Loi de Beer-Lambert

Lorsqu'une lumière d'intensité I_0 passe à travers une solution, une partie de celle-ci est absorbée par le(s) soluté(s). L'intensité I de la lumière transmise est donc inférieure à I_0 . On définit l'absorbance de la solution comme :

$$A = \log(I_0/I) \quad \text{III.1}$$

On parle aussi de transmittance définie par la relation :

$$T = I/I_0 \quad \text{C'est -à-dire que} \quad A = -\log T \quad \text{III.2}$$

T: Transmittance de l'intensité.

I : Intensité de la radiation transmise.

I_0 : Intensité initiale de la lumière.

A : Absorbance

L'absorbance est une valeur positive, sans unité. Elle est d'autant plus grande que l'intensité transmise est faible.

La relation de Beer-Lambert stipule qu'à une longueur d'onde donnée, l'absorbance d'une solution est proportionnelle à sa concentration et à la longueur du trajet optique (distance sur laquelle la lumière traverse la solution). Alors, pour une solution limpide contenant une seule substance absorbante [1] :

$$A_\lambda = \epsilon_\lambda IC \quad \text{III.3}$$

- A_λ : est l'absorbance ou la densité optique (sans unité) de la solution pour une longueur d'onde λ .
- C : (en $\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$) est la concentration de la substance absorbante.
- l : (en cm) est la longueur du trajet optique
- ϵ_λ : (en $\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$) est le coefficient d'extinction molaire de la substance.

absorbante en solution. Il rend compte de la capacité de cette substance à absorber la lumière, à la longueur d'onde λ .

Selon la loi de Beer-Lambert, l'absorbance est additive (mais non la transmittance).

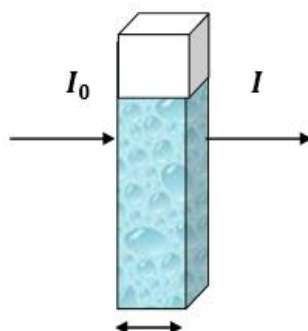


Figure III.3. Trajet optique

III.2.3. Mesure de l'absorbance

La lumière arrivant sur un échantillon peut être transmise, réfractée, réfléchie, diffusée ou absorbée. La loi de Beer-Lambert, qui ne concerne que la fraction absorbée, n'est vérifiée que dans les conditions suivantes :

- la lumière utilisée doit être monochromatique.
- la solution ne doit être ni fluorescente ni hétérogène.
- le soluté ne doit pas donner lieu à des transformations photochimiques.

Le domaine de linéarité est généralement compris entre $A = 0$ et $A = 1,5$. Une valeur maximale de 1,5 correspond à une intensité lumineuse transmise de 3%. A partir de cette valeur nous avons considéré que le détecteur reçoit une intensité lumineuse trop faible et perd ainsi en sensibilité. Ce choix sera par la suite vérifié de façon à obtenir des coefficients de corrélation $R^2 = 0,99$ au maximum. Au cours de l'analyse des solutions, si l'absorbance mesurée se trouve hors du domaine de linéarité définie, les solutions seront diluées [2].

III.2.4. Origine des absorptions

L'absorption dans le domaine UV-visible est due au passage d'un niveau électronique à un autre d'énergie supérieure au cours de ce processus, un électron passe d'une orbitale moléculaire à une autre d'énergie supérieure. Le différentiel énergétique sur la gamme UV est d'environ 80 Kcal. mole⁻¹ alors qu'il n'est que de moitié environ sur le domaine visible. Cet ordre de grandeur correspond bien au différentiel énergétique entre des états électroniques moléculaires [3].

III.2.5. Les transitions électroniques

Il existe trois types d'orbitales moléculaires de l'état fondamentale; liantes (σ), liante (π) et non-liante (n) et deux types de l'état excité; anti-liante (σ^*), et anti-liante (π^*) pour lesquelles des transitions sont observées dans la région UV-visible [4]. Lorsqu'un rayonnement d'énergie typique est absorbé par une molécule, les transitions énergétiques qu'on peut observer sont [5]:

a. ($\sigma \rightarrow \sigma^*$) et ($n \rightarrow \sigma^*$): elles se montrent rarement au-delà de 200nm. Ainsi, les hydrocarbures saturés qui ne renferment que les (OM) avec des liaisons (σ), tels l'hexane ou le cyclohexane, sont pratiquement transparents dès le proche UV. Les alcools, les amides et l'eau sont des exemples typiques de molécules comportant des liaisons (σ) et des doublets (n) non liants.

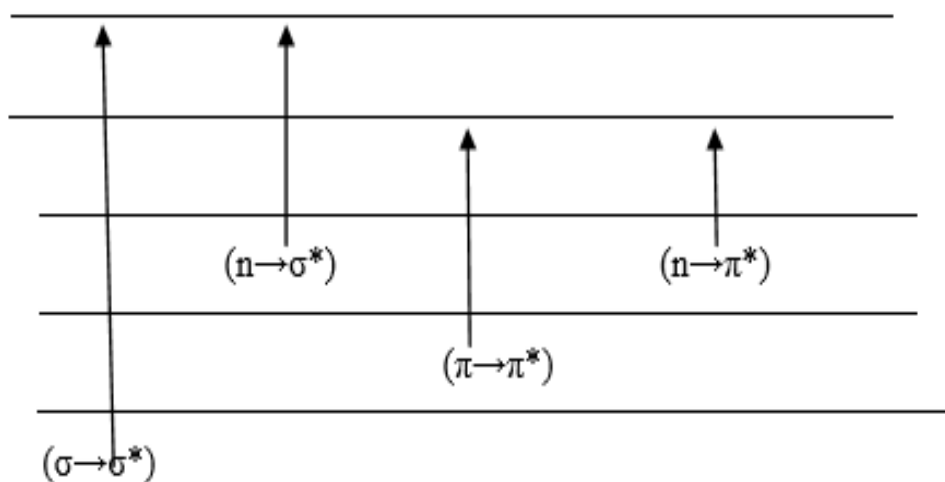


Figure III.4. Les types de transitions.

b. ($\pi \rightarrow \pi^*$): les molécules renferment des doubles liaisons peuvent subir les transitions de ce type comme l'éthylène, l'acétylène, les carbonyles.

c. ($n \rightarrow \pi^*$): les molécules renferment des doubles liaisons et ayant des doublets non liants y sont engagées, comme les carbonyles, les groupes nitro et azo.

Chapitre III : Traitement, analyse et interprétation des résultats

Les métaux de transition ayant l'orbitales (d) incomplète, présentent une bande d'adsorption dans l'UV-visible. La longueur d'onde d'une transition (d-d) dépend du type de métal (nombre d'électron d), du nombre et de la géométrie du groupe de coordination, et de la basicité du donneur [3].

Partie 2 : Traitement, analyse et interprétation des résultats

Résultats expérimental de l'éthanol

Concentration (mg/l)	1600	2400	3200	4000	4800
A_0	0.93	1.40	1.86	2.33	2.80
A_e	0.610	0.736	1.150	1.572	1.782
Q_{ad} (mg/g)	6.4	13.28	14.2	15.16	20.36

Résultats expérimental de l'acide acétique

Concentration (mg/l)	1100	2100	3200	4200	5300
A_0	0.951	1.776	2.439	3.151	3.64
A_e	0.75	1.44	2.00	2.70	3.10
Q_{ad} (mg/g)	4.02	6.72	8.78	9.02	10.8

III.1. Préparation des solutions

Les solutions mères d'acide acétique et éthanol préparées à partir de 10 ml, que l'on dissout dans un litre d'eau distillée. Avant chaque série d'essais, on détermine la courbe d'étalonnage : absorbance (A) = f (concentrations en d'acide acétique) et absorbance (A) = f (concentrations en éthanol) à partir des dilutions successives de les solutions mères. Les figures III. Relie l'absorbance (A) à la concentration (C) pour les deux molécules en question.

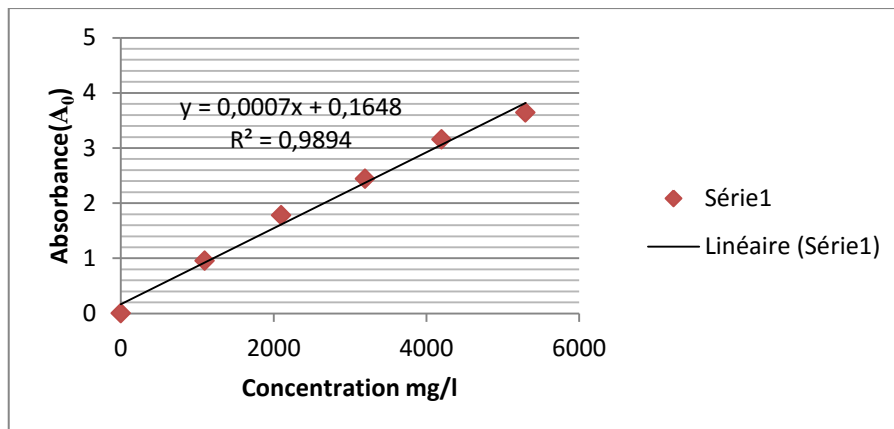


Figure III.5. Courbe d'étalonnage pour l'acide acétique.

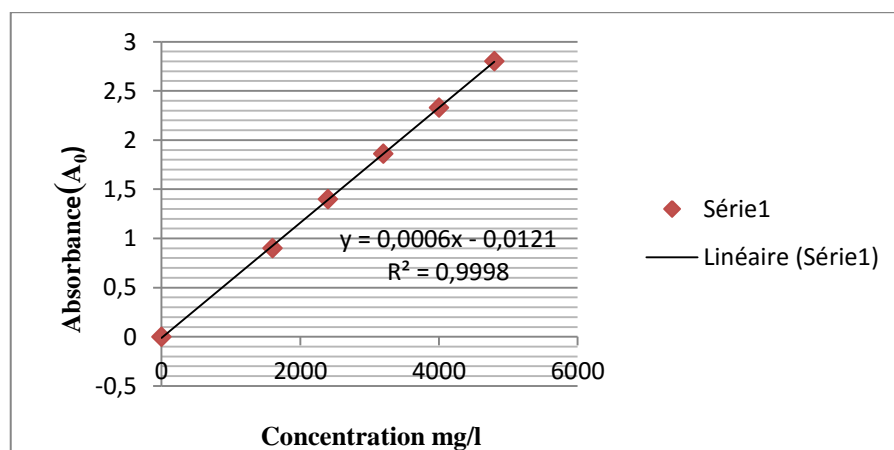


Figure III.6. Courbe d'étalonnage pour l'éthanol.

Nous constatons à partir de ces courbes que la linéarité de la loi de Beer-Lambert est parfaitement respectée. En effet, les solutions sont relativement diluées et les particules de charbon actif ne se sont pas agglomérées.

Par ailleurs, ces courbes serviront à déterminer la concentration à l'équilibre des molécules adsorbées.

III.2. Mesure du temps d'équilibre

L'étude de la cinétique de l'élimination de l'acide acétique et de l'éthanol par le charbon actif en milieu aqueux montre que l'équilibre est atteint au bout de 40 minutes.

Résultats expérimental de l'acide acétique

t (min)	2	8	15	25	35	55	65
Q_{ad} (mg/g)	2.2	94.2	134.2	198.2	208.2	214.2	220

Résultats expérimental de l'éthanol

t (min)	2	8	15	25	35	55	65
Absorbance	16	110.2	155.8	235.6	244.2	272	315

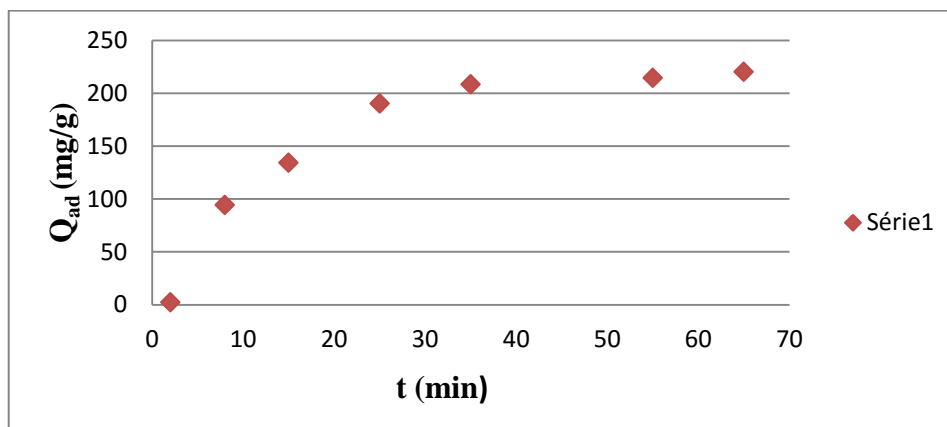


Figure. III.7. Temps d'équilibre (Acide acétique)

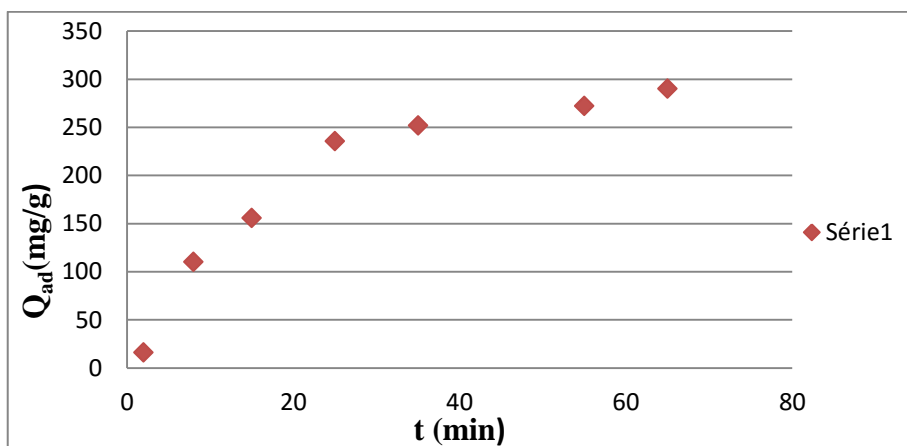


Figure. III.8. Temps d'équilibre (éthanol)

Le temps d'équilibre marque le début de la formation du palier d'adsorption. Le dernier indique que les grains du charbon actif ne sont plus en mesure d'adsorber. Les pores sont totalement saturés.

III.3. Modélisation des isothermes d'adsorption

Cette partie traite la modélisation des résultats d'adsorption de l'élimination des molécules prises comme modèle de pollution par le charbon actif. Les différentes

modélisations utilisées dans cette étude sont : le modèle de Langmuir, le modèle de Freundlich et le modèle de Temkin.

III.3.1. Modèle de Langmuir

D'après Langmuir, le phénomène d'adsorption est considéré comme un processus dynamique. Il résulte de l'équilibre entre deux phénomènes inverses : l'adsorption et la désorption du soluté [6]. L'équation de Langmuir est donnée par :

$$q_e = \frac{x}{m} = \frac{q_m K_L A_e}{1 + K_L A_e} \quad \text{III.4}$$

q_e : quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g ou mmol/g).

x : masse adsorbée à l'équilibre (mg).

m : masse d'adsorbant (g).

q_m : quantité nécessaire pour couvrir la surface d'un gramme d'adsorbant d'une couche monomoléculaires de soluté ou c'est la capacité maximale d'adsorption (mg/g)

K_L = constante de Langmuir

La linéarisation de cette équation donne une droite de pente ($1/Q_m$) et d'ordonnée à l'origine ($1/K_L Q_m$).

$$\frac{A_e}{q_e} = \frac{1}{Q_m} A_e + \frac{1}{K_L Q_m} \quad \text{III. 5}$$

Résultats expérimental de l'acide acétique modèle de Langmuir

$1/Q_{ad}$	0.248	0.148	0.114	0.11	0.092
$1/A_e$	1.333	0.694	0.5	0.370	0.322

Résultats expérimental de l'éthanol modèle de Langmuir

$1/Q_{ad}$	0.15	0.075	0.070	0.065	0.049
$1/A_e$	1.63	1.35	0.869	0.636	0.561

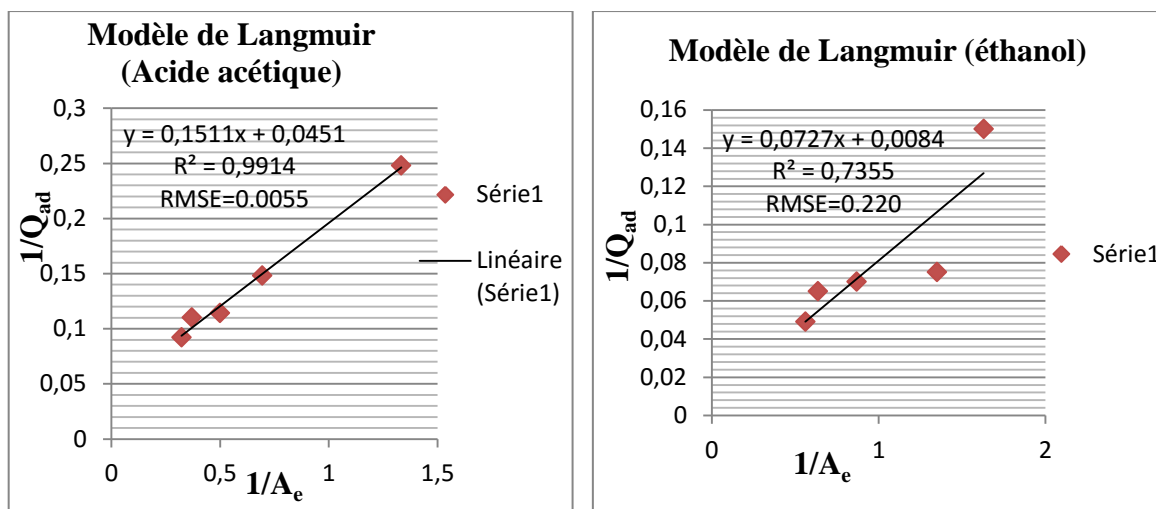


Figure.III.9. Linéarisation des isothermes d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Langmuir.

Tableau III.3. Résultats des isothermes d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA par le modèle de Langmuir.

	Modèle de Langmuir		
	Q_{max} (mg/g)	K_L	R^2
Acide Acétique	22.172	0.298	0.9914
Ethanol	119.04	0.116	0.7355

En se basant sur l'intensité de la corrélation linéaire, nous remarquons que le modèle de Langmuir ajuste mieux les résultats d'adsorption de l'acide acétique comparativement à la molécule d'éthanol.

III.3.2. Modèle de Freundlich

La formule du modèle de Freundlich est donnée par la relation:

$$q_e = K_f(A_e)^{1/n} \quad \text{III.6}$$

tel que:

K_f et n : constantes caractéristiques.

K_f (mg/g) : peut être prise comme capacité relative d'adsorption.

$1/n$: indique l'intensité de la réaction ou l'hétérogénéité de la surface.

La forme linéaire de l'équation de Freundlich est:

$$\ln q_e = \ln(K_f) + (1/n) \cdot \ln(A_e) \quad \text{III.7}$$

Chapitre III : Traitement, analyse et interprétation des résultats

Les figures dessous représentent le tracé de $\ln(q_e)$ en fonction de $\ln(A_e)$. Les tracés permettent de déterminer K_f et $1/n$ (l'ordonnée à l'origine représente $\ln(K_f)$ et la pente ($1/n$)) [6].

Résultats expérimental de l'acide acétique modèle de Freundlich

Ln A_e	-0.287	0.364	0.693	0.993	1.131
Ln Q_{ad}	1.391	1.905	2.172	2.199	2.379

Résultats expérimental de l'éthanol modèle de Freundlich

Ln A_e	-0.494	-0.306	0.139	0.452	0.577
Ln Q_{ad}	1.856	2.586	2.653	2.718	3.013

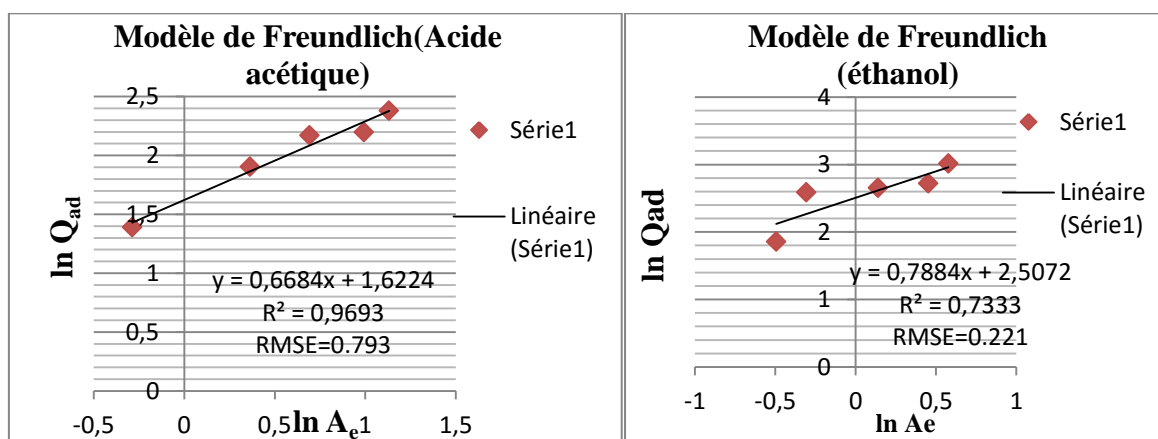


Figure III.10. Linéarisation des isotherme d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Freundlich.

Tableau III.4. Résultats des isothermes d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA par le modèle de Freundlich.

	Modèle de Freundlich		
	K_F	$1/n$	R^2
Acide Acétique	5.065	0.665	0.9693
Ethanol	13.091	0.788	0.7333

En se basant sur l'intensité de la corrélation linéaire, nous remarquons que le modèle de Freundlich ajuste mieux les résultats d'adsorption de l'acide acétique comparativement à la molécule d'éthanol.

III.3.3. Modèle de Temkin

L'équation de Temkin est donné comme suit:

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(AA_e) \quad \text{III.8}$$

Le modèle d'isotherme de Temkin est généralement appliqué sous la forme :

$$q_e = B \ln A + B \ln A_e \quad \text{III.9}$$

tel que $B = \frac{RT}{b}$

q_e (mg g⁻¹) et A_e (mg L⁻¹) sont respectivement la quantité adsorbée à l'équilibre et la absorbance d'équilibre. En outre, T est la température absolue en K et R la constante des gaz parfaits:(8.314 J.mol⁻¹. K⁻¹). La constante B est liée à la chaleur d'adsorption. b (J/mol) est la constante de l'isotherme de Temkin, elle représente la variation de l'énergie d'adsorption [6].

Résultats expérimental de l'acide acétique modèle de Temkin

Ln A_e	-0.287	0.364	0.693	0.993	1.131
Q_{ad} (mg/g)	4.02	6.72	8.78	9.02	10.8

Résultats expérimental de l'éthanol modèle de Temkin

Ln A_e	-0.494	-0.306	0.139	0.452	0.577
Q_{ad} (mg/g)	6.4	13.28	14.2	15.16	20.36

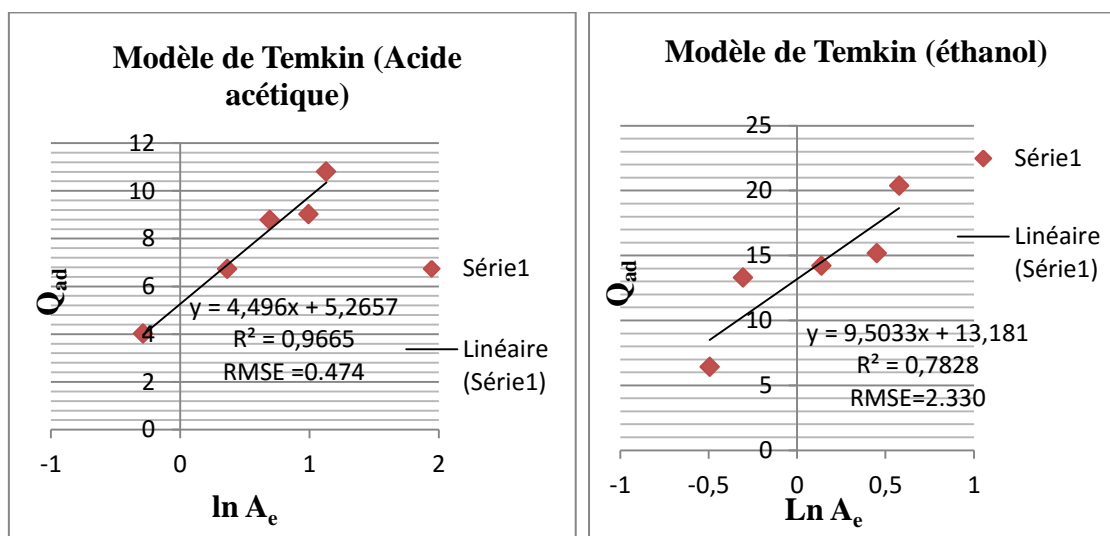


Figure III.11. Linéarisation des isotherme d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le CA selon le modèle de Temkin.

Chapitre III : Traitement, analyse et interprétation des résultats

Tableau III.5. Résultats de la modélisation des isothermes d'adsorption du Acide acétique et éthanol sur le CA par le modèle de Temkin.

	Modèle de Temkin			
	B	b	A	R²
Acide Acétique	4.496	551.061	3.225	0.9665
Ethanol	9.503	260.706	4.002	0.7828

En se basant sur l'intensité de la corrélation linéaire, nous remarquons que le modèle de Temkin ajuste mieux les résultats d'adsorption de l'acide acétique comparativement à la molécule d'éthanol.

Tableau III.6. Diagnostic de la régression.

$$h_{ii} = \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}_i)^2} \quad \text{III.10}$$

Acide acétique				Ethanol			
Modèle de Langmuir				Modèle de Langmuir			
y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}	y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}
0.248	0.246	0.002	0.904	0.15	0.126	0.024	0.660
0.148	0.149	-0.001	0.203	0.075	0.106	-0.031	0.342
0.114	0.120	-0.006	0.230	0.070	0.071	-0.001	0.219
0.110	0.101	0.009	0.310	0.065	0.054	0.011	0.353
0.092	0.093	-0.001	0.352	0.049	0.049	0.44	0.423
Modèle de Freundlich				Modèle de Freundlich			
y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}	y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}
1.391	-0.191	1.582	0.782	1.856	2.117	-0.261	0.570
1.905	1.865	0.04	0.235	2.586	2.265	0.321	0.365
2.172	2.085	0.087	0.210	2.653	2.616	0.037	0.205
2.199	2.286	-0.087	0.334	2.718	2.863	-0.147	0.365
2.379	2.378	0.001	0.437	3.013	2.962	0.051	0.492
Modèle de Temkin				Modèle de Temkin			
y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}	y_i	ŷ_i	e_i	h_{ii}
4.02	3.975	0.045	0.782	6.4	8.486	-2.08	0.570
6.72	6.902	-0.182	0.235	13.28	10.27	3.008	0.365
8.78	8.38	0.4	0.210	14.2	14.50	-0.30	0.205
9.02	9.730	-0.71	0.334	15.16	17.47	-2.31	0.365
10.8	10.35	0.45	0.437	20.36	18.66	1.7	0.492

Chapitre III : Traitement, analyse et interprétation des résultats

Le diagnostic de la régression sert à la détection d'éventuels points atypiques et influents. Tenant compte des valeurs de "levier" calculées par la formule III.9 tous les h_{ii} sont inférieurs au seuil $\frac{2(p+1)}{n}$. Avec P est le nombre de variable de la régression ($P = 1$) et n étant le nombre de points expérimentaux un "levier" de 0.90 a été trouvé par l'acide acétique modélisé par le modèle de Langmuir.

Toutefois, ce point n'est pas influent dans la mesure où il ne le modifie pas significativement le coefficient de corrélation et donc les coefficients de la régression. Ainsi, nous avons décidé de le conserver.

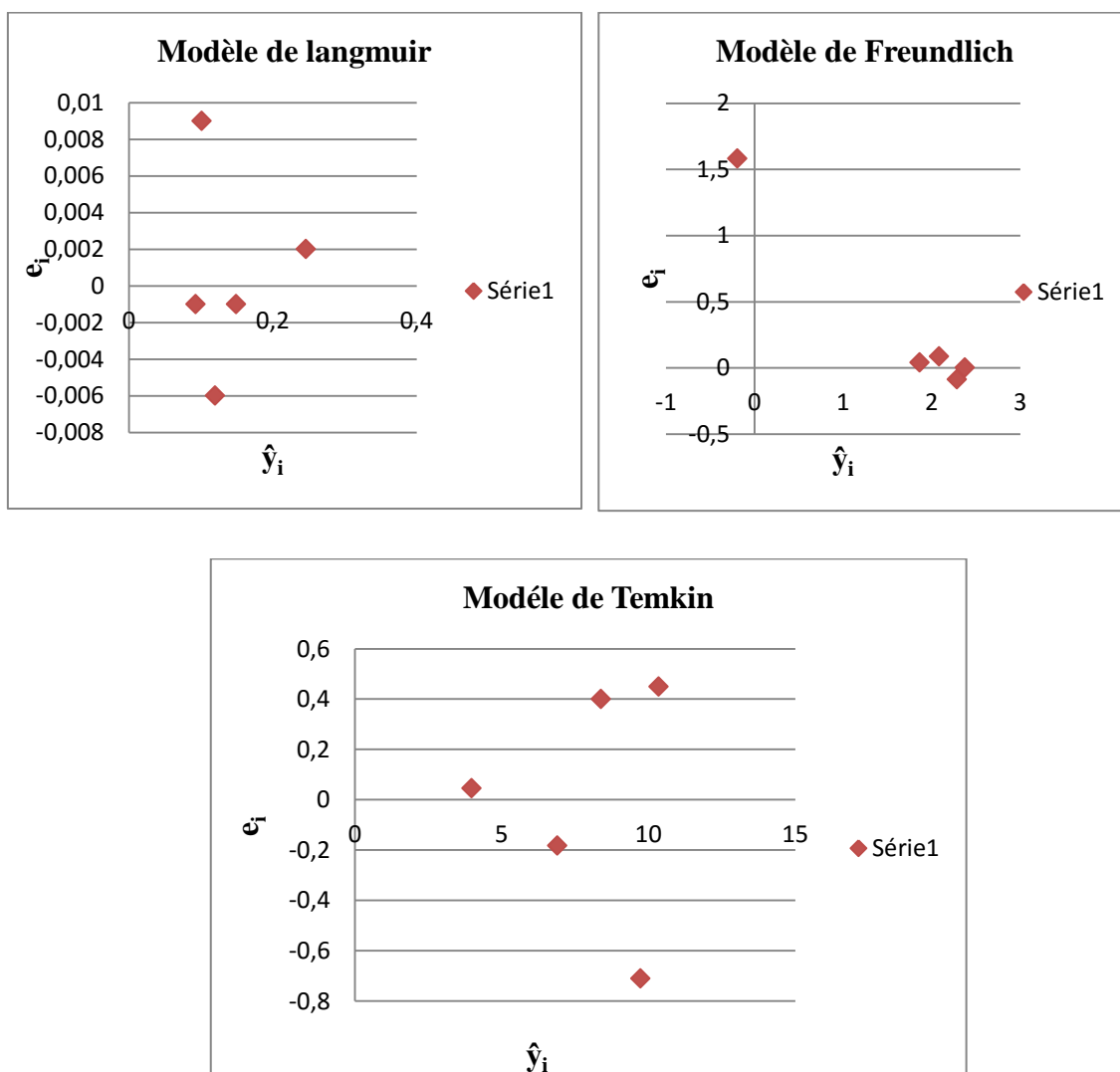


Figure III.12 Les courbes des valeurs résiduelles pour d'acide acétique.

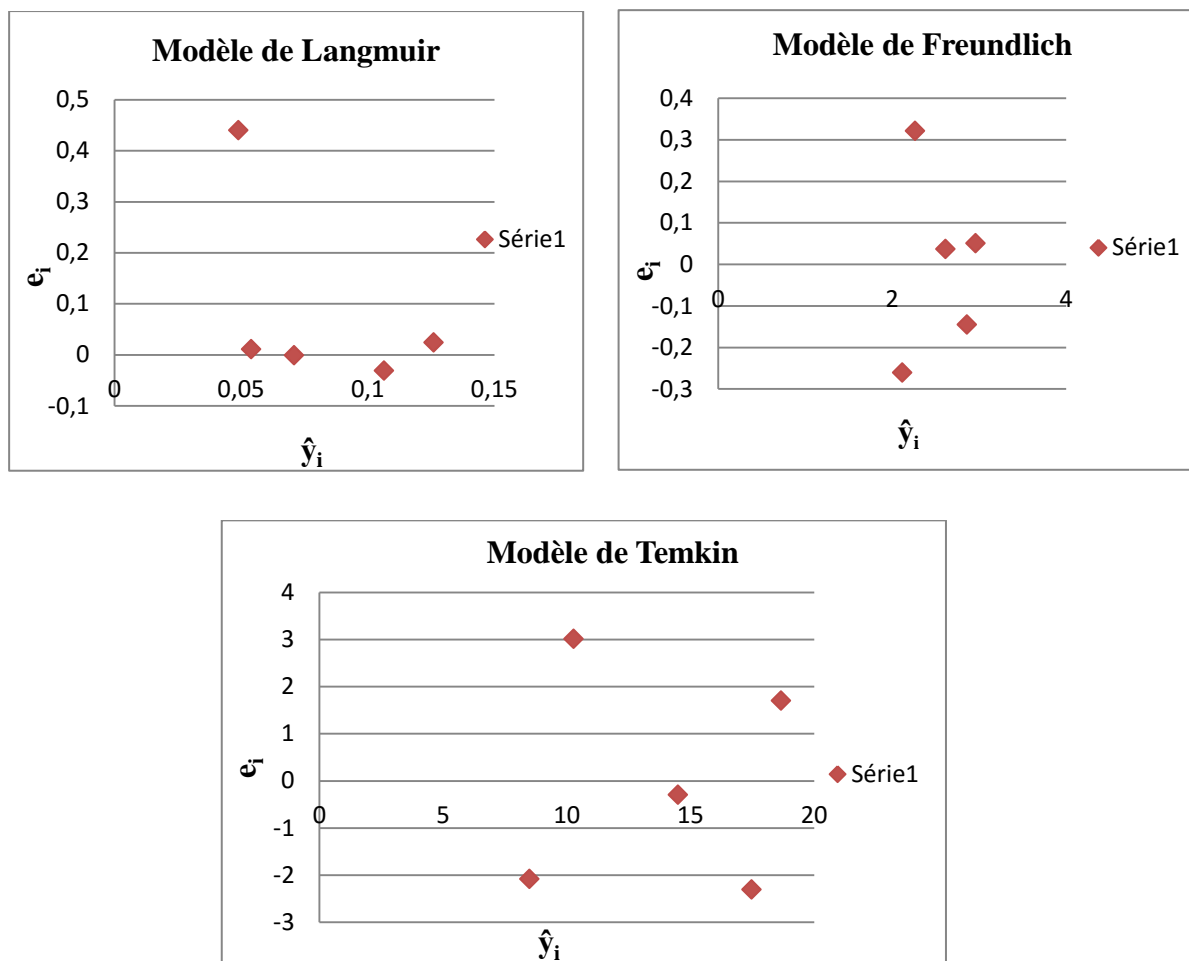


Figure III.13. Les courbes des valeurs résiduelles pour d'éthanol.

Sur les figures, nous observons une absence de structure corrélacionnelle. Autrement dit, les résidus sont distribués de façon aléatoire. Par conséquent, la variance des données est constante et les modèles mis en œuvre expliquent totalement les résultats de l'adsorption.

D'un autre côté, tout les résidus sont compris entre -1,96 et +1,96. Ceci indique l'absence de valeurs atypique donc la direction des y.

Conclusion

Tenant compte des résultats obtenus dans l'étude des processus d'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol sur le charbon actif en poudre, il en ressort ce qui :

- Les expériences de cinétique montrent que l'adsorption est rapide au tout début de l'adsorption et l'efficacité maximale est atteinte après 40 min d'adsorption.
- Modèles théoriques de Langmuir, Freundlich et Temkin, ont été utilisés pour décrire l'adsorption de l'acide acétique et de l'éthanol. Le modèle de Langmuir a un meilleur coefficient de corrélation que les modèles de Freundlich et Temkin pour l'acide acétique. Pour l'éthanol, le modèle de Temkin a un meilleur coefficient de corrélation que les modèles de Freundlich et de Langmuir.

Référence

Référence

- [1] : Salmi Djaafar et Slimani Kahina, intitulé (Application de l'électroflottation-électrocoagulation pour l'élimination d'un colorant textile Cas du Bleu d'indanthrène RS.), mémoire de master, Université A.Mira, Bejaia, 2014.
- [2] : Nora Sedira, intitulé (Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes.), mémoire de magister, Université Mohamed-Chérif Messaidia, Souk-Ahras, 2013.
- [3] : Benosman née Bengrine Asma, intitulé (Dépollution des eaux usées sur un support naturel Chitosane-Bentonite.), mémoire de magistère, Université Abou bekr Belkaid, Tlemcen, 2011.
- [4] : O.thomas and C.burgess. Techniques and instrumentation in analytical chemistry – vol. 27 : UV-visible spectrophotometry of water and waste water. Elsevier B.V. First edition 2007.
- [5] : F.W. Fielid, D. Kealey. Principales and practice of analytical chemistry. Fifth edition, blackwell science ltd, 2000.
- [6] : Bouchelkia Nasma, épouse Fellahi, intitulé (Etude de l'élimination du Plomb, du Zinc et du cadmium par adsorption sur un charbon actif préparé à base des noyaux de jujube.), Mémoire de Magister, Université A.MIRA, Bejaia, 2015.

Conclusion générale

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Le travail réalisé au cours de ce mémoire s'inscrit dans le cadre général de la dépollution des eaux. Il a eu pour objectif d'étudier l'adsorption de deux modèles l'acide acétique et l'éthanol sur le charbon actif en poudre.

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

- L'étude cinétique de l'élimination de deux molécules catégories sur le charbon actif montre qu'en milieu aqueux l'équilibre est atteint au bout de 38 minutes.
- Les isothermes d'adsorption de l'acide acétique sur le charbon actif sont bien décrites par le modèle d'adsorption de Langmuir. Par contre la molécule de l'éthanol décrit par le modèle d'adsorption de Temkin.
- L'augmentation de la concentration de l'acide acétique et de l'éthanol entraîne une augmentation de la capacité de l'adsorption respectivement.
- La quantité maximale (Q_{max}) d'adsorption (mg/g) de l'acide acétique est plus grande par contre la (Q_{max}) de l'éthanol par le modèle de Langmuir.

Après cette étude, nous pouvons juger que le charbon actif est un bon adsorbant marche à faible couts et qui possède une grande capacité pour éliminer de l'acide acétique et de l'éthanol .

Résumé

L'objectif de ce travail est l'étude de l'élimination par adsorption, de deux molécules (Acide acétique et Ethanol) organiques prises comme modèle de pollution en milieu aqueux. Il en ressort de cette étude les conclusions suivantes :

- Le pallier d'équilibre est atteint au brut de 40 min pour des deux molécules.
- Les essais d'adsorption ont montré un bon accord avec le modèle de Langmuir concernant l'acide acétique. En revanche, l'adsorption de l'éthanol suit le modèle de Temkin.

Mots-clés : Adsorption, Charbon actif, Isotherme, Acide acétique, Ethanol.

ملخص

الهدف من هذا العمل هو دراسة العزل عن طريق الإمتزاز للجزيئات العضوية (حمض الأستيك و الإيثانول) كنموذج للتلوث في وسط مائي

و من هذه الدراسة نستنتج مايلي:

- أن حد التوازن يصل إلى 40 دقيقة بالنسبة للجزيئين.

- أظهرت اختبارات الامتزاز اتفاقا جيدا مع نموذج Langmuir على حمض الأستيك ، أما الإيثانول فنموذج Temkin هو المناسب .

كلمات البحث : الإمتزاز ، الفحم النشط ، متساوي الحرارة ، حمض الأستيك ، الإيثانول .