REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET
POPULAIRE MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE YAHIA FARES DE MEDEA



Faculté de **T**echnologie

Mémoire de fin d'études de Master

Filière : *Génie des procédés*
Spécialité : *Génie des procédés de l'environnement*

Thème

Traitement des pesticides par adsorption sur charbon actif

Présenté par :

M.BOUGEURROUMI Messaoud
M.MERAHI Youcef

Proposé et Dirigé par :

Dr. FERHATE Samira
Mme. MIHOUBI Nadia

Promotion septembre 2020



سبحانك لا علم لنا إلا ما علمتنا

إنك أنت العليم الحكيم



سورة البقرة: الآية: 31

Remerciements

« La connaissance est la seule chose qui s'accroît lorsqu'on la partage »

Nous tiens à remercier en premier lieu ALLAH le tout puissant qui mes donné la force, le courage et la patience pour terminer ce travail.

Nous reculons pour exprimer ma profonde gratitude au Dr Madame; ***Farhat Samira****. Ma pleine appréciation et gratitude pour la gentillesse avec laquelle elle a dirigé ce travail, sa patience et ses précieux conseils. C'est une merveilleuse opportunité d'avoir l'opportunité de travailler sous sa supervision.*

Maitre ce Conférences à l'université Yahia Fares de Médéa, pour l'encadrement de ce mémoire,pour sa compétence, ses encouragement, ses précieux conseil et la confiance qu'il nous à donné.C'est une chance inouïe d'avoir eu l'occasion de travailler sous sa direction.

Nous remercie chaleureusement et sincèrement ma Co-promoteur : Madame ***Mihoubi*** *pour son aide précieux, ses conseils éclairés, sa patience et ses encouragement qu'ils n'ont cessé de mes prodiguer afin de mener à bien cette tâche.*

Mes chaleureux remerciements vont également à l'ingénieur de laboratoire dans le hall technologie de l'université de Médéa, Mme, ***ferrah*** *qui a facilité notre travail et mis à notre disposition les moyens nécessaires au niveau de laboratoire. Pour son aide, ses précieux conseils pour la réalisation de ce projet.*

Nous remercions sincèrement à tous les enseignants du département de génie des procédés et environnement de la faculté des sciences et de la technologie de l'université de Médéa qui ont Nous remercions tous ceux qui ont contribué de près ou de loin, directement ou indirectement à la réalisation de ce mémoire.

Dédicace

Je didié cet modeste travail pour ma raison de vivre et c'est bien mes parents,

Je commence par mon pére Abdelkader mon premier amour mon confident je le remarcie pour son sacrifices, son soutiens et pour sa présence,

Ma mère Fatma votre affection, vos sacrifices démesurés et votre soutien tant moral que matériel m'ont permis

D'atteindre mon but.

Je prie Dieu, le tout puissant, de vous protéger et de vous procurer santé, bonheur et longue vie...

Mes très chères frères : Said ; Ahmed ; Ali ; Mahmoud ; Merzak ; Youcef et Mouloud.

Mes belles sœurs et leurs enfants

Mes très chères sœurs : Khoukha et Khadodja

À nos Princes et princesse : Anis ; Moncif ; Abdelrahim et Soujoud

Mes amies : Amina ; Youcef ; Fares ; Brahim ; Yousra

À tous ceux qui me connaissent, et surtout qui m'aiment.

Je dédie ce modeste travail

Messaoud

Dédicace

À mes chers parents

Pour tous leurs sacrifices, leur amour, leur tendresse, leur soutien et leurs prières tout au long de mes études,

Mon professeur et cher père, que Dieu te protège toujours pour moi

Et

Son oublié mon oxygéne ma moitié ma chére maman la source de l'amour la plus gentille et aimable de toute les femmes au monde que je ne pourrais jamais vivre son, que dieux vous garde pour moi et que dieux me donne la force pour vous récompensé le quart de ce que vous avez fais pour moi

Mon amie : Messaoud

Tous ceux qui me sont chers.

Tous ceux que j'ai omis dmentionné

Youcef

Dédicace

Je didié cet modeste travail pour ma raison de vivre et c'est bien mes parents,

Je commence par mon pére Abdelkader mon premier amour mon confident je le remarcie pour son sacrifices, son soutiens et pour sa présence,

Ma mère Fatma votre affection, vos sacrifices démesurés et votre soutien tant moral que matériel m'ont permis

D'atteindre mon but.

Je prie Dieu, le tout puissant, de vous protéger et de vous procurer santé, bonheur et longue vie...

Mes très chères frères : Said ; Ahmed ; Ali ; Mahmoud ; Merzak ; Youcef et Mouloud.

Mes belles sœurs et leurs enfants

Mes très chères sœurs : Khoukha et Khadodja

À nos Princes et princesse : Anis ; Moncif ; Abdelrahim et Soujoud

Mes amies : Amina ; Youcef ; Fares ; Brahim ; Yousra

À tous ceux qui me connaissent, et surtout qui m'aiment.

Je dédie ce modeste travail

Messaoud

Remerciements

« La connaissance est la seule chose qui s'accroît lorsqu'on la partage »

Nous tiens à remercier en premier lieu ALLAH le tout puissant qui mes donné la force, le courage et la patience pour terminer ce travail.

Nous reculons pour exprimer ma profonde gratitude au Dr Madame; **Farhat Samira**. Ma pleine appréciation et gratitude pour la gentillesse avec laquelle elle a dirigé ce travail, sa patience et ses précieux conseils. C'est une merveilleuse opportunité d'avoir l'opportunité de travailler sous sa supervision.

Maitre ce Conférences à l'université Yahia Fares de Médéa, pour l'encadrement de ce mémoire,pour sa compétence, ses encouragement, ses précieux conseil et la confiance qu'il nous à donné.C'est une chance inouïe d'avoir eu l'occasion de travailler sous sa direction.

Nous remercie chaleureusement et sincèrement ma Co-promotrice : Madame **Mihoubi** *pour son aide précieux, ses conseils éclairés, sa patience et ses encouragement qu'ils n'ont cessé de mes prodiguer afin de mener à bien cette tâche.*

Mes *chaleureux remerciements vont également à l'ingénieur de laboratoire dans le hall technologie de l'université de* Médéa, Mme, **ferrah** *qui a facilité notre travail et mis à notre disposition les moyens nécessaires au niveau de laboratoire. Pour son aide, ses précieux conseils pour la réalisation de ce projet.*

Nous remercions sincèrement à tous les enseignants du département de génie des procédés et environnement de la faculté des sciences et de la technologie de l'université de Médéa *qui ont Nous remercions tous ceux qui ont contribué de près ou de loin, directement ou indirectement à la réalisation de ce mémoire.*

الملخص:

يلعب الإنتاج الزراعي الجزائري دورًا مهمًا في الاقتصاد الوطني ، لكن إنتاجية ونوعية محاصيله تعتمد على استخدام المبيدات كعنصر رئيسي. ومع ذلك ، في السنوات الأخيرة ، مع زيادة طلب المستهلكين ، يتزايد استخدام هذه المنتجات ، مما يثير القلق بشأن صحة الإنسان والبيئة وكيف تعاملنا مع هذه الملوثات. كان الهدف من العمل دراسة احتمالات انتزاع المبيدات في مياه الصرف الزراعي بواسطة الكربون المنشط (AC) في الجزائر ، وتم استخدام الكربون المنشط في تحلل الميتريكسون والليزر وموبيستوب في محلول مائي ,وباستخدام منهجية البحث التجريبي لدراسة تأثير بعض المتغيرات (تركيز المبيدات ، زمن التلامس ، كتلة الكربون المنشط المطلوبة ودرجة الحموضة المثلى) عند سرعة التحريك 500 دورة في الدقيقة وللحصول على تحديد شروط الامتزاز المثلى. يظهر التغيير في الكمية الممتصةqe بدلالة تركيز المبيدات المعالجة نوع (II) متساوي الامتزاز للمبيدات الثلاثة. مع تطبيق نماذج Langmuir و.Freundlich في ظروفنا التجريبية المثلى لكل مبيد

الكلمات المفتاحية : المبيدات . الامتزاز .الفحم المنشط.

Résumé :

La production agricole algérienne joue un rôle important dans l'économie nationale, mais la productivité et la qualité de ses cultures dépond de l'utilisation des pesticides comme élément majeur. Toutefois, ces dernières années, avec la demande accrus des consommateurs, l'utilisation de ces produits est en croissance, ce qui pose une inquiétude sur la Santé humaine et environnement et comment nous allons traiter cette pollution. Le travail a eu pour but d'étudier les possibilités de rétention des pesticides des eaux usées agricoles par charbon actif (CA) au Algérie, et ont été utiliséle charbon actif pour la dégradation du metrixone, du lazer et du mopistop en solution aqueuse. La méthodologie de la recherche expérimentale a été utilisée pour étudier l'influence de quelquesparamètres (concentration des pesticides, le temps de contacte, la masse de charbon actif nécessaire et le pH optimale.)sur une vitesse d'agitation 500tr/min et pour déterminer les conditions optimales d'adsorption. L'évolution de la quantité absorbée qe en fonction de la concentration des pesticides de traitement montre une isotherme d'adsorption de type (II) pour les trois pesticides.Avecl'application des modèle de Langmuir et de Freundlich.

Mots clés :pesticides, adsorption, isotherme d'adsorption,charbon actif

Abstract :

Algerian agricultural production plays an important role in the national economy, but the productivity and quality of its crops depend on the use of pesticides as a major element. However, in recent years, with increased consumer demand, the use of these products is growing, raising concern about human health and environment and how we deal with this pollutants. The aim of the work was to study the possibilities of pesticide retention in agricultural wastewater by activated carbon (AC) in Algeria, and the activated carbon was used for the degradation of metrixone, lazer and mopistop in aqueous solution. The methodology of the experimental research was used to study the influence of some parameters (concentration of pesticides, contact time, the mass of activated carbon required and the optimum ph.) On a stirring speed of 500rpm and for determine the optimal adsorption conditions. The change in the amount absorbed qe as a function of the concentration of the treatment pesticides shows a type (II) adsorption isotherm for the three pesticides. With application of Langmuir and Freundlich modals.

Key words : pesticides, activated carbon, adsorption isotherm

Sommaire

Sommaire

Sommaire

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des acronymes

Introduction générale

Chapitre I : Etude bibliographique

Généralité sur la pollution par les pesticides : 4

2.1. Définition des pesticides : 5

2.2. Domaine d'application: 6

2.3. Classification des pesticides: 7

2.3.1 Selon la nature des cibles : 7

2.3.2. Classification selon la famille chimique : 9

2.4. Dégradation des pesticides : 10

2.5. Efficacité des pesticides : 11

2.6. Toxicologie des pesticides : 11

2.6.1. Dangers des pesticides sur la santé : 12

2.6.2. Impacts environnementaux des pesticides : 12

2.7. Quelque pesticide le plus utilise en Algérie : 18

2.8. Propriétés physico-chimiques des pesticides étudiés dans ce travail : 20

2.8.1. La métribuzine 70% (nom commerciale metrixone) : 20

2.8.2. lambda-cyhalothrine 5% + pyrimicarbe 10% (nom commerciale lazer) : 21

2.8.3. Acétamipride 20% SP (nom commerciale MOPISTOP) : 22

3. les méthodes du traitement des pesticides : 24

3.1. Généralité : 24

3.2. Traitements généraux : 25

3.2.1. Procédés de la filière de traitement classique des eaux usées : 25

Sommaire

3.2.2. Procédés physico – chimiques dégradatifs : 25

3.2.3. Procédés d'adsorption sur matrice poreuse ou membrane : 26

4. Généralité sur l'absorption : 27

4.1. Définition : 28

4.3. Les types d'adsorption : 28

4.3.1. L'adsorption physique : 28

4.3.2. L'adsorption chimique : 28

4.4. Description du mécanisme d'adsorption : 29

4.5. Isothermes d'adsorption : 30

4.5.1. Isotherme d'adsorption de Langmuir : 32

4.5.2. Isotherme de Freundlich : 32

4.5.3. Isotherme de B.E.T : 33

4.6. Facture influençant l'adsorption : 33

4.7. Les adsorbants : 33

4.8. Généralité sur charbon actif : 34

4.8.1. Origine : 34

4.8.2. Propriété physiques du charbon actif : 34

4.8.3.Utilisation du charbon actif : 34

4.8.4 Types des charbons actifs : 35

4.9. Facteurs influençant l'adsorption : 35

Chapitre II : Méthodes et matériel expérimentaux utilisés

1. Réactifs et matériels : 36

1.1. Les réactifs : 36

1.2. Les matériels et les Appareillages : 36

2. Procédé d'adsorption : 37

2.1. Les adsorbats : 37

Sommaire

2.2. L'adsorbant utilisé : 37
2.3. Préparation des solutions : 38
2.4. Spectrophotométrie UV-visible : 39
2.4.1. Définition : 40
2.4.2. Principe : 40
2.4.3. Appareillage : 40
2.5. Etablissement les courbes d'étalonnages : 41
2.6. Procédure expérimentale : 43
2.7. Etude paramétrique de l'adsorption : 44
2.7.1. Effet du temps de contact : 45
2.7.2. Effet de la quantité de charbon actif : 45
2.7.3.Effet de la concentration initiale des pesticides : 45
2.7.4. Effet du pH : 46
2.8. Isotherme d'adsorption des pesticides : 47
2.9. Modèle de Langmuir et Modèle de Freundlich : 47

Chapitre III : Résultat Et Discussion

1. Etude de l'élimination des pesticides 48
1.1. Tests d'adsorption : 48
1.1.2. Détermination du temps d'équilibre 48
1.1.3. Etude de L'influence de la concentration de l'adsorbant sur l'adsorption....51
1.1.4. Effet de la concentration des pesticides : 55
1.1.5 Etude de l'influence du pH de la solution sur l'adsorption....57
2. Modélisation d'adsorption 61
2.1. Modélisation des résultats d'adsorption des pesticides sur le charbon actif à température ambiante 61
A. Isotherme d'adsorption de metrixone....62
B. Isotherme d'adsorption de LAZER....64

Sommaire

C. Isotherme d'adsorption de mopistop 67

Conclusion générale.....70

Références bibliographiques

Les annexes

CELLE DU CHAPITRE I		
Figure I.1:	Comportement des pesticides dans l'environnement	**3**
Figure I.2:	Photography de quelque insecticide.	**7**
Figure I.3:	Photographie de l'utilisation des insecticides dans l'agricole.	**7**
Figure I.4:	Devenir des pesticides dans l'environnement	**12**
Figure I.5:	Modalités du transfert des pesticides en milieu aqueux	**13**
Figure I.6:	Structure chimique de la métribuzine.	**19**
Figure I.7:	photographe de pesticides (metrixone) utilise dans ce travail.	**20**
Figure I.8:	Structure chimique de la lambda-cyhalothrine	**20**
Figure I.9:	Structure chimique de la pyrimicarbe	**21**
Figure I.10:	photographe de l'insecticide lazer utilise dans notre travail	**21**
Figure I.11:	structure chimique de l'acétamipride.	**22**
Figure I.12:	photographie de l'insecticide MOPISTOP utilise dans cette étude.	**23**
Figure I.13:	Mécanisme d'adsorption en phase aqueuse sur charbon actif	**28**
Figure I.14:	Classification des isothermes selon B.E.T	**30**
Figure I.15:	charbon actif en poudre	**34**
Figure I.16:	charbon actif en grain	**34**

CELLE DU CHAPITRE II		
Figure II.17:	Agitateur magnétique	**39**
Figure II.18:	schéma de principe d'un spectromètre d'absorption UV	**40**
Figure II.19:	Photographe de spectrophotomètre UV-visible utilise dans le travail.	**41**
Figure II.20:	Courbe d'étalonnage de metrixone.	**42**
Figure II.21 :	courbe d'étalonnage du lazer .	**42**
Figure II.22:	Courbe d'étalonnage de mopistop	**43**
Figure II.23:	balance électronique utilise dans cette étude.	**44**
Figure II.24:	Jar- test en cours de l'expérience.	**44**
Figure II.25:	de Ph mètre utilise dans ce travail.	**46**
CELLE DU CHAPITRE III		
Figure III.26:	Effet du temps sur l'adsorption du metrixone. (c=20mg/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min)	**49**
Figure III.27:	Evolution du rendement d'élimination de lazer en fonction du temps de Contact. (c=0.20ml/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min)	**50**
Figure III.28:	Evolution du rendement d'élimination de mopistop en fonction du temps de Contact. (c=20mg/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min).	**51**
Figure III.29:	Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de Metrixone. (N= 500 tr/min ; t =5 h ; c= 20 mg/l).	**52**
Figure III.30:	Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de Lazer. (N= 500 tr/min ; t =1 h ; c= 0.20 ml/l).	**53**
Figure III.31:	Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de mopistop. (N= 500 tr/min ; t =3 h ; c= 20 mg/l).	**54**

Figure III.32:	Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De metrixone (m = 0.5 g/L ; t = 5h ; N= 500 tr/min).	**55**
Figure III.33:	Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De lazer (m = 1 g/L ; t = 1h ; N= 500 tr/min).	**56**
Figure III.34:	Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De mopistop (m = 0.5 g/L ; t = 3h ; N= 500 tr/min).	**57**
Figure III.35:	Effet du PH de la solution sur le rendement D'élimination du metrixone (m = 0.5g ; N = 500 tr/min ; C0 = 20 mg/L ; t =5h).	**58**
Figure III.36:	Effet du PH de la solution sur le rendement D'élimination du LAZER (m = 1g ; N = 500 tr/min ; C0 = 0.20 ml/L ; t =1h et T = constant).	**59**
Figure III.37:	**:** L'influence du PH de la solution sur le rendement D'élimination du mopistop (m = 0.5g ; N = 500 tr/min ; C0 = 20 mg/L ; t =5h et T = constant).	**60**
Figure III.38:	Isotherme d'adsorption de metrixone sur charbon actif C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph =4 Et température =18C°	**62**
Figure III.39:	Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de Metrixone par l'adsorbant CAP. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph = 4 et température =18C°	**63**
Figure III.40:	Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De metrixone sur charbon actif. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph = 4 et température =18C°	**63**
Figure III.41:	Isotherme d'adsorption de lazer sur charbon actif .C=0.20ml/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph =4 Et température =18C°	**65**
Figure III.42:	Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de LAZER par l'adsorbant CAP. C=0.20ml/L, V=1L,	**65**

	vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph = 4 et température =18C°	
Figure III.43:	Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De lazer sur charbon actif . C=0.20ml/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph = 4 et température =18C°	**66**
Figure III.44:	Isotherme d'adsorption de mopistop sur charbon active. C=20mgL, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph =6 Et température =18C°	**67**
Figure III.45:	Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de mopistop par l'adsorbant CAP. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph = 6 et température =18C°	**67**
Figure III.46:	Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De mopistop sur charbon actif. . C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph = 6 et température =18C°	**68**

CELLE DU CHAPITRE I		
Tableau I.1:	représente les domaines d'utilisation des pesticides	**6**
Tableau I.2:	Structure chimique caractéristique de certaines familles de pesticides	**9**
Tableau I.3:	la persistance de certains pesticides dans l'eau.	**14**
Tableau I.4:	représentation des pesticides le plus connu dans l'agricole Algérien.	**18**
Tableau I.5:	Les différences entre l'Adsorption physique et chimique.	**26**
CELLE DU CHAPITRE II		
Tableau II.6:	Réactifs utilisées dans les différentes expériences.	**36**
Tableau II.7:	les appareillages et matériels utilise dans le travail	**36**
Tableau II.8:	Caractéristiques physico-chimiques des pesticides.	**37**
Tableau II.9:	Caractéristiques du charbon actif utilisé.	**38**
Tableau II.10:	longueur d'onde des pesticides étudié.	**41**
CELLE DU CHAPITRE III		
Tableau III.11:	étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de metrixone (c=20mg/l).	**48**
Tableau III.12:	étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de lazer (c=0.20ml/l).	**49**
Tableau III.13:	étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de mopistop (c=20mg/l).	**50**
Tableau III.14:	l'influence de la dose d'adsorbant sur l'adsorption de metrixon**.**	**52**
Tableau III.15:	l'influence de la dose de CAP sur l'adsorption de LAZER**.**	**53**
Tableau III.16:	l'influence de la dose de CAP sur l'adsorption de mopistop**.**	**54**

Tableau III.17:	Représente l'effet de la concentration du metrixone	**55**
Tableau III.18:	Représente l'effet de la concentration du lazer	**56**
Tableau III.19:	Représente l'effet de la concentration du mopistop	**57**
Tableau III.20:	Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du metrixone (C0=20mg/L).	**58**
Tableau III.21:	Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du lazer (C0=0.20ml/L).	**59**
Tableau III.22:	Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du mopistop (C0=20mg/L).	**60**
Tableau III.23:	Résultats d'adsorption sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 5h.	**62**
Tableau III.24:	Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat metrixone sur CAP.	**64**
Tableau III.25:	Résultats d'adsorption de LAZER sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 1h.	**64**
Tableau III.26:	Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat lazer sur CAP.	**66**
Tableau III.27:	Résultats d'adsorption de mopistop sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 3h.	**67**
Tableau III.28:	Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat mopistop sur CAP.	**69**

LISTE DES ACRONYMES :

F AO: Food and Agriculture Organisation of the United Nations.

DDT : Dichloro-Diphényl-Trichloroéthane.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

pH : potentiel Hydrogène.

EC : concentré émulsionnable.

SL : concentré soluble.

WG : waters dispersible granule.

KOW :coefficient de partage (octanol /eau).

DT50 :durée de temps a 50%.

LD50 : dose létale médiane **.**

pKa :primary knock –on atom (premier atome frappe).

UV : ultra violet .

AFT : Anodic Fenton Treatment.

CAP : charbon actif en poudre **.**

CAG :charbon actif en grain **.**

Qe :quantité adsorbée **.**

BET : Brunauer, Emmet et Teller.

Å :angström .

Abs : Absorbance**.**

R(%): Rendement.

T(%) : Taux d'élimination.

R^2 : coefficient de corrélation**.**

Introduction générale

Introduction générale :

L'eau est une ressource vitale pour l'homme et sa santé et son développement, mais la croissance alarmante de la pollution des eaux par des matières diverses, organiques ou non (pesticides, détergents, métaux lourds et d'autres substances toxiques), représente un réel danger pour la flore et la faune est cause de sérieux problèmes à l'humanité.

Les polluants organiques sont représentés aux rejets agricoles qui ont un objectif initial permettant une production quantitative et qualitative optimal, les plantes nécessitent des soins pour croître et produire et cela implique l'utilisation de produits adéquats tels les produits phytosanitaires, plus communément appelés pesticides. [1]

Depuis leur apparition, il est avéré que leur application peut entrainer la Contamination des eaux.

L'élimination de ce genre de polluants pose toujours un grand défi. De nombreuses études ont développé plusieurs procédés de traitement afin de réduire les quantités de ces contaminants des milieux aquatiques. Le procédé d'adsorption est l'une des méthodes qui ont exhibé une grande rentabilité pour l'élimination des contaminants de nature différente notamment les polluants organiques (pesticides, colorant, composés phénoliques…), les métaux lourds (cadmium, plombe, mercure…).par ailleurs, la recherche et la mise au point de nouveaux adsorbants naturels, abondants économiquement rentables et efficaces pour le traitement des écosystèmes est un grand chalenge. Des adsorbants comme les biomasses, les déchets solides agricoles, les algues, les sols et les charbons actif modifiées ou non ont montré une rentabilité prometteuse pour le piégeage des polluants.

L'objectif de notre travail est l'utilisation le charbon actif et plus précisément charbon actif poudre CPA, qui y'a la capacité d'adsorber les substances organiques ainsi que les métaux lourds contenus dans des solutions aqueuses. En vue d'une part d'éliminer en milieux aqueux les pesticides très utilisés dans l'agriculture et dans le secteur de Médéa en spécifie le mitrubuzine, lazer et .D'autre part analysait l'efficacité de chaque phase de traitement afin de pouvoir définir le traitement le plus adéquat. Pour cela, nous nous intéresserons aux résultats obtenus, du dosage des eaux contaminées par spectrophotométrie UV, après filtration le milieu d'adsorption.

L'étude que nous proposons comprend plusieurs parties :

- La première partie de ce rapport présente une étude bibliographique qui abordera d'une part l'utilité des pesticides, leurs propriétés, leur toxicité et leur application.

D’autre part, parle sur les méthodes et les techniques de traitement pour élimine les pesticides. quelques définitions sur les phénomènes d’adsorption.les types et l’origine de charbon actif

- La deuxième partie concerne les techniques et les méthodes utilisées au cours de cette étude.
- La troisième partie portera sur l’étude de l’élimination des pesticides en solution aqueuse par adsorption sur le charbon actif.

Chapitre I

Etude bibliographique

Le premier chapitre de ce mémoire sera consacré à une étude bibliographique sur la pollution par les pesticides, leur définition, leurs classification leur dégradation dans l'environnement et leurs impacts sur l'environnement, la qualité de l'eau et sur la santé humaine, en parle aussi sur les méthodes des éliminations des pesticides en générale et l'adsorption avec leur paramètres.

1. Généralité sur la pollution par les pesticides :

La pollution causée par l'utilisation des pesticides constitue une menace pour les ressources naturelles que sont le sol et l'eau. En dehors des avantages inhérents à leur emploi, des conséquences désastreuses sur l'eau, le sol et l'environnement apparaissent de plus en plus dues à leur utilisation.

Les pesticides sont utilisés à des fins agricoles. Ils peuvent également être utilisés à des fins non agricoles comme dans l'industrie, le jardinage, les bâtiments …

En effet, l'agriculture contribue à alimenter cette pollution des eaux mais d'autres activités sont à remettre en cause : entretien d'espaces verts par les collectivités locales, désherbages des voies ferrées, accotements des routes et autoroutes par les services publics et entretien des jardins par les particuliers. La contamination des eaux brutes résulte du lessivage des sols et de l'infiltration La Figure 1 nous donne des exemples d'utilisation de pesticides. Elle traduit également le comportement des pesticides dans la nature [2].

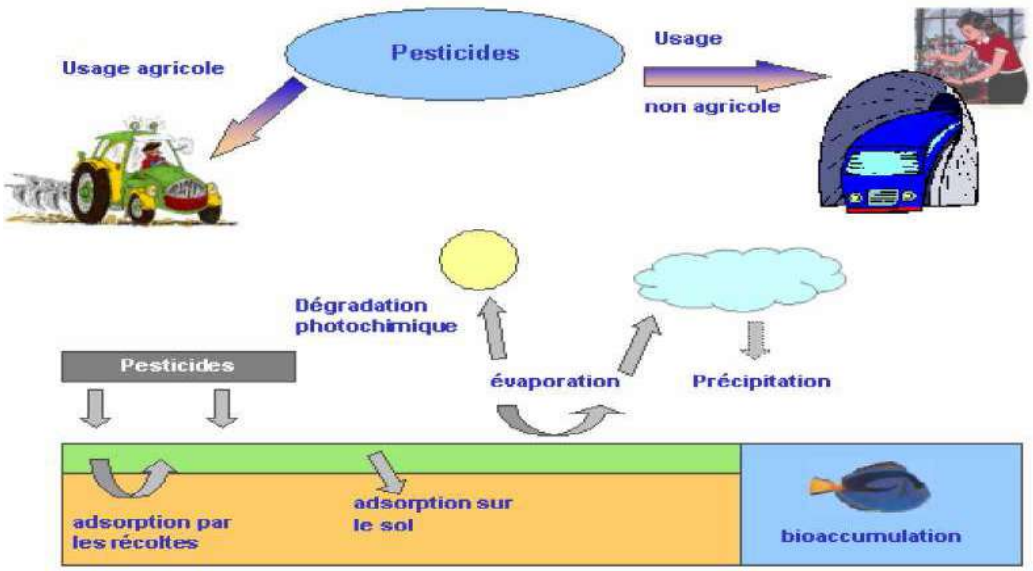


Figure I.1 : Comportement des pesticides dans l'environnement [2].

La dispersion des pesticides est très peu maîtrisée d'autant plus que les mécanismes de dispersion de ces produits dans l'environnement dépendent des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique, des conditions climatiques. L'évaporation des composés peut

aussi avoir lieu lors des traitements par pulvérisation. Dans ce cas, les substances actives peuvent être adsorbées par les plantes ou le sol [2].

Une fois évaporés, les pesticides peuvent être accumulés dans les nuages, d'où la présence des pesticides dans les eaux des pluies. La lixiviation (dans les eaux souterraines), les pluies polluées et les dérives lors des applications peuvent être responsables de la contamination des milieux aqueux et entraîner une bioaccumulation des pesticides dans la faune aquatique [2]. La contamination des eaux par les pesticides en milieu rural est essentiellement due à la pollution diffuse des eaux de surface d'origine agricole par ruissellement [2].

En Afrique, les eaux usées agricoles proviennent, d'une part des établissements zootechniques et d'autres part de l'agriculture intra et périurbaine très pratiquées dans les bas fonds marécageux, dans les espaces libres ou en périphérie urbaine avec dans certains cas l'utilisation d'engrais chimiques et des pesticides. Ces eaux sont en général confondues aux eaux de ruissellement et d'infiltration qui transportent pendant l'écoulement des quantités importantes d'azote et des résidus des pesticides [3].

En Algérie, le problème de l'utilisation des pesticides dans le secteur agricole est sous contrôle des autorités et ne cause pas de risque pour la santé, de consommateur .selon le ministère de l'agriculture, Abdelkader bouazgui les pesticides sont utilises uniquement pour protéger la semence des susceptibles maladies [4]. Le ministre d'Algérie a souligne que l'utilisation des pesticides en Algérie est de 0.05KG par hectare seulement, très loin de ce qui es utilise dans les autre pays a l'instar de la France ,3.5KG par hectare, ou bien 2.5KG par hectare au USA [4].

2. Généralité sur les pesticides :

2.1. Définition des pesticides :

Le terme pesticide dérive du « Pest », mots anglais désignant tout organisme vivant (virus, bactéries, champignons, herbes, vers, mollusques, insectes, rongeurs, mammifères, oiseaux) susceptible d'être nuisible à l'homme et/ou à son environnement. [5]

Selon la définition de la FAO, un pesticide est une substance utilisée pour neutraliser ou détruire un ravageur, un vecteur de maladie humaine ou animale, une espèce végétale ou animale nocive ou gênante au cours de la production ou de l'entreposage de produits agricoles.

Les pesticides, encore appelés produits phytopharmaceutiques sont donc toutes les substances chimiques naturelles ou synthétisées utilisées en agriculture pour contrôler les différentes sortes des nuisibles (pestes) (maladies, ravageurs et mauvaises herbes) à l'exception des produits à usage médical et vétérinaire. Mais un certain nombre de produits peuvent être à usage mixte. Certains usages ne sont pas spécifiquement agricoles (traitement du bois à l'extérieur ou à l'intérieur, voies ferrées, allées des cimetières et jardins…). De même l'éradication des maladies transmises par des insectes (paludisme, trypanosomiase, fièvre jaune) à justifier le recours très large à des insecticides.

Les pesticides sont le plus souvent classés en fonction du ravageur visé (insecticides (insectes), acaricides (acariens), aphicides (pucerons), ovicides (oeufs), larvicides (larve), herbicides (plantes indésirables), fongicides(champignons), molluscicides (mollusques), hélicides (escargots), rodenticides (rongeurs), taupicides (taupes), corvicides (oiseaux), termicides (termites), les produits répulsifs…)[6].

2.2. Domaine d'application:

Les pesticides sont utilisés dans plusieurs domaines :

- **En agriculture :** pour détruire les ennemis des cultures. Afin de conserver des

Cultures saines. Les agriculteurs mènent une lutte incessante contre les insectes, champignons et maladies des plantes, ainsi que contre les mauvaises herbes qui les privent d'une partie de l'eau, des matières nutritives et de la lumière dont ont besoin les végétaux. Ce qui permet donc d'une production agricole de qualité constante et maitrisé les ressources alimentaires.

- **En sylviculture :** lors de la production du bois à fin de limiter l'action des insectes et

Champignons. Le stockage du bois avant commercialisation et utilisation nécessite également l'emploi de fongicides et d'insecticides pour limiter toute altération.

- **En horticulture :** pour empêcher l'action des ravageurs des plantes ornementales.

La protection des végétaux est une mission loin d'être accomplis sans l'utilisation des pesticides même indispensable pour soigner ou prévenir les maladies des organismes et végétaux ou du moins limiter la croissance de certains végétaux nuisibles aux cultures, tel dans les cultures maraichères, les agrumes , les céréales…[7**].**

Tableau I.1 : représente les domaines d'utilisation des pesticides [8].

Type de milieu	Domaines d'utilisation des pesticides
Agricole	• Production végétale • Elevage du bétail • Autres travaux agricoles
Urbain	• Usage domestique • Entretien des espaces verts • Gestion parasitaire
Autres milieux	• Industries et entreprises • Corridors de transport routier, ferroviaire ou d'énergie • Aires forestières • Secteur aquatique

2.3. Classification des pesticides:

Les pesticides disponibles aujourd'hui sur le marché sont caractérisés par une telle variété déstructures chimiques, de groupes fonctionnels et d'activité que leur classification est complexe. D'une manière générale, ils peuvent être classés en fonction de la nature de l'espèce à combattre mais aussi en fonction de la nature chimique de la principale substance active qui les compose [9].

2.3.1 Selon la nature des cibles :

- **Les insecticides :**

Sont destinés à détruire les insectes nuisibles ; ils se repartissent en trois grands groupes selon leur nature chimique : substances minérales, molécules organiques d'origine naturelle ou produits organiques de synthèse qui sont de loin les plus utilisés actuellement. Autres que les organochlorés (DDT, dialdrin, …) qui sont bannis actuellement dans la plupart des pays du nord, les insecticides appartiennent à trois grandes familles chimiques : les organophosphorés (diméthoate, malation, …), les carbamates (aldicarbe, carbofuran, …) et les pyréthrinoides de synthèse (bifenthrine, perméthrine, …) [10].



Figure I.2 : Photographie de quelque insecticide.



Figure I.3: Photographie de l'utilisation des insecticides dans l'agricole.

- **Les fongicides :**

Très fréquemment employés contre les maladies cryptogamiques, les fongicides assurent une excellente protection contre le développement des champignons parasites et permettent l'obtention de plantes saines. On distingue deux grands groupes de fongicides : les fongicides minéraux (a base sur le cuivre, le soufre et la permanganate de potassium) les fongicides organiques sont les carbamates, les dérivés du phénol et les amides et amines. qui sont majoritairement des produits de synthèse [10].

- **Les herbicides :**

Les plus utilisés des pesticides en tonnages et en surfaces traitées, ils permettent d'éliminer les mauvaises herbes adventices des cultures. Ils appartiennent à plus de 35 familles chimiques différentes. Les plus représentées sont les carbamates (chlorprophame, triallate,…), les urées substituées (diuron, chlortoluron,…), les triazines (atrazine, simazine,…), les chlorophenoxyalcanoïques (2,4-D, MCPA, …), les amides (alachlore, propyzamide,…) [10].

- On distingue en outre :
  - ✓ Les acaricides (contre les acariens).
  - ✓ Les nématicides (toxiques pour les vers du groupe des nématodes).
  - ✓ Les rodenticides (contre les rongeurs).
  - ✓ Les taupicides (contre les taupes).
  - ✓ Les molluscicides (contre les mollusques, limaces, escargots).
  - ✓ Les corvicides et les corvifuges (contre les corbeaux et les oiseaux ravageurs de cultures).

2.3.2. Classification selon la famille chimique :

Les pesticides peuvent également être classés en fonction de la famille chimique à laquelle appartiennent les substances actives.

a. Les pesticides organiques :

Sont les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les triazines, les urées substituées et les pyréthrénoides [11].

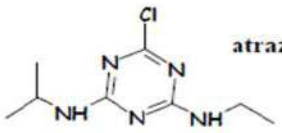
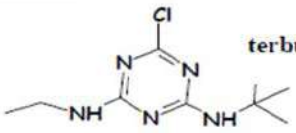
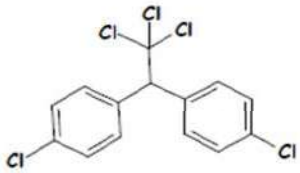
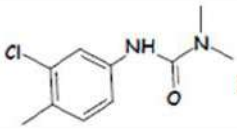
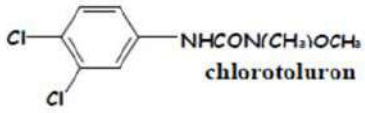
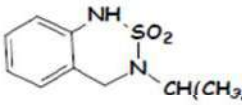
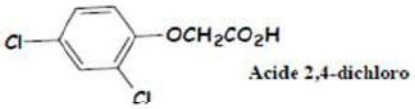
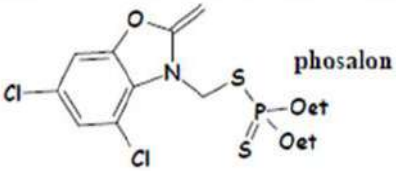
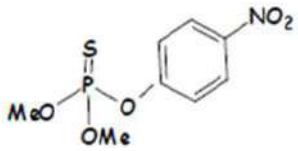
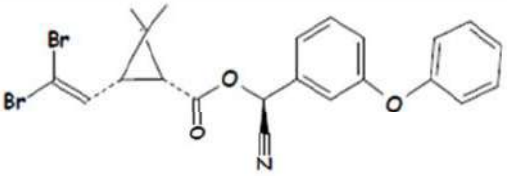
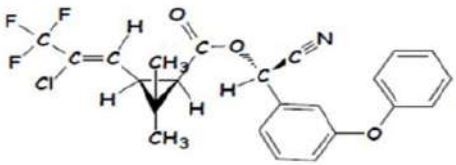
b. Les pesticides inorganiques :

Ont mis en évidence que les pesticides inorganiques sont des éléments chimiques qui ne se dégradent pas. Leur utilisation entraine souvent de graves effets toxicologiques sur l'environnement par accumulation dans le sol [Le plomb, l'arsenic et le mercure sont fort toxiques] [12].

c. Les Biopesticides :

Ce sont des substances dérivées de plantes et d'animaux. Elles peuvent être constituées D'organismes tels que les moisissures, les bactéries, les virus, les nématodes, composés Chimiques drivés de plantes et phéromones d'insectes [12].

Tableau I.2 : Structure chimique caractéristique de certaines familles de pesticides [11].

Famille chimique	Exemple de pesticides
Triazines	 atrazine  terbutylazine
Organochlorés	 DDT
Urées substituées	 linuron  chlorotoluron
Acides et amines	 bentazone  Acide 2,4-dichloro
Organophosphorés	 phosalon  Mathyl parathion
Pyréthrenoide	 deltaméthrine  lambdacyhalothrine

2.4. Dégradation des pesticides :

La vitesse de disparition, ou le degré de persistance d'un produit, dépend d'un certain nombre de facteurs qui peuvent être [13] :

- **Mécaniques :** (pluie, vent) ou physiques (tension de vapeur, solubilité dans l'eau ou les lipides, codistillation avec l'eau, phénomènes d'adsorption...)
- **Chimiques :** (hydrolyse, oxydation, réduction, décarboxylation, isomérisation, photodégradation...).

• **Biologiques** (action des micro-organismes dans le sol et réactionenzymatiques dans les végétaux dans le cas des produits endothérapiques...).

2.5. Efficacité des pesticides :

Les formulations commerciales des pesticides se composent de deux éléments, la matière active, souvent hautement toxique, et les adjuvants qui lui servent de support. En raison de cette toxicité élevée, il est indispensable que tout traitement phytosanitaire soit au préalable très soigneusement étudié.

L'efficacité de l'action toxique d'un produit, tout comme sa capacité à atteindre un certain stade de l'organisme cible, sont largement fonction de sa persistance dans le milieu, et donc des processus de dégradation ainsi que de la vitesse de dégradation. Il a été constaté depuis quelques décennies que certains pesticides très employés, en particulier la plupart des insecticides organochlorés, présentent une remarquable stabilité dans le temps. Leur composition chimique reste inchangée. Ils peuvent être stockés, à des doses sublétales, par les organismes vivants, et sont ainsi susceptibles d'être progressivement accumulés et concentrés tout au long de la chaîne alimentaire. La vie animale toute entière se trouve ainsi menacée, même l'homme, qui se trouve à la tête de la chaine alimentaire peut être touché. Ainsi, tout traitement phytosanitaire doit respecter deux impératifs parfaitement contradictoires [14].

D'une part, une persistance optimale de l'action du pesticide utilisé est nécessaire pour obtenir un contrôle efficace et durable de l'organisme nuisible visé.

Il est d'autre part, tout aussi indispensable, pour éviter les risques de bioaccumulation évoqués ci- haut, que ce produit perde rapidement la plus grande partie de sa toxicité.

2.6. Toxicologie des pesticides :

L'utilisation croissante des pesticides depuis un demi-siècle a eu des impacts délétères sur la santé de l'homme et l'environnement.

2.6.1. Dangers des pesticides sur la santé :

En général, l'Homme absorbe les pesticides et leurs produits dérivés via la nourriture, l'eau, l'air respiré ou par contact avec la peau. Les agriculteurs et les ouvriers qui préparent les mélanges et réalisent les traitements ont plus de risque que le reste de la population d'être atteints par contact de la peau ou par inhalation. Chez les agriculteurs, une espérance de vie plutôt supérieure à la moyenne du fait d'une sous mortalité par maladies cardiovasculaires et

par cancers en général [15].

La toxicité chez l'Homme se manifeste par deux modalités :

A. Toxicité aigue :

La toxicité aiguë des pesticides résulte d'une mauvaise utilisation, d'un usage accidentel des pesticides ou d'une intoxication volontaire souvent gravissime. Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS) il y a chaque année dans le monde un million d'empoisonnements graves par les pesticides, à l'origine d'environ 220 000 décès par an [16].

B. Toxicité chronique :

Les effets chroniques des produits phytopharmaceutiques concernent des pathologies variées et les effets surviennent, pour la plupart, plusieurs années après l'exposition [17].

2.6.2. Impacts environnementaux des pesticides :

En plus de tuer l'espèce visée (insecte, champignon, les plante indésirable…), les effets des pesticides sur l'environnement sont nombreux. Les substances et/ou les molécules issues de leur dégradation sont susceptibles de se trouver dans différents partie de l'environnement (l'air, le sol, les eaux, les sédiments, ainsi que dans les aliments) [18,19].

Elles présentent, par leur migration entre ces compartiments de l'environnement, des dangers plus ou moins importants pour l'homme et les écosystèmes, avec un impact à court ou à long terme.

Les phénomènes de transfert qui affectent les produits phytosanitaires sont complexes et les réactions possibles des écosystèmes à leur présence sont largement méconnues [20].

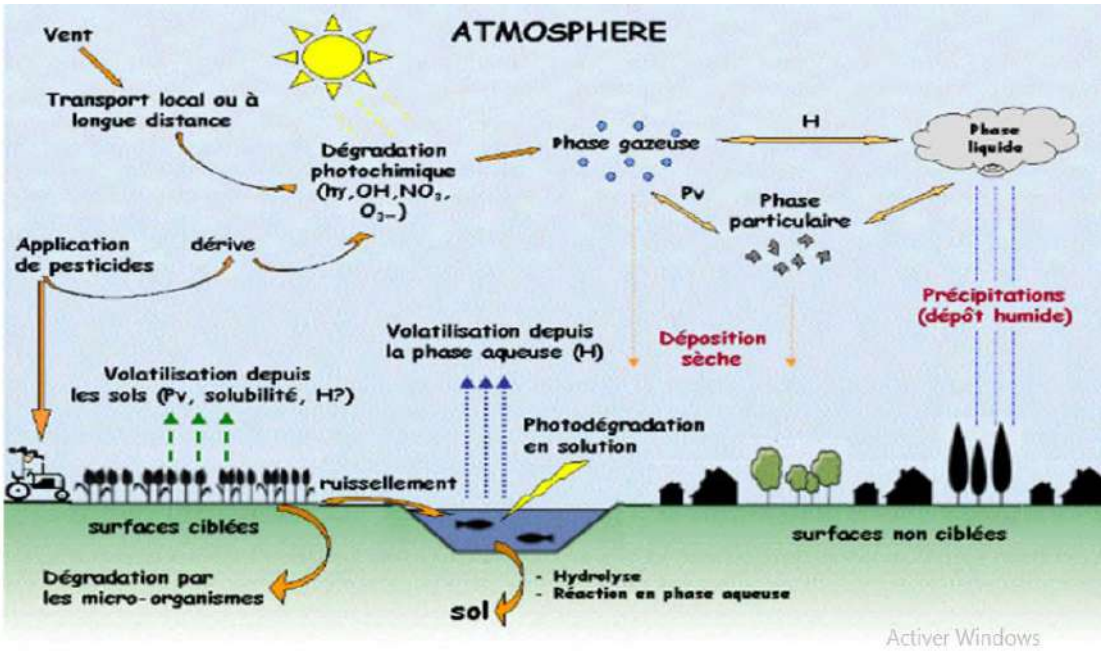


Figure I.4: Devenir des pesticides dans l'environnement [21].

Le transport des pesticides est gouverné par quatre facteurs majeurs:

- **Les propriétés chimiques du produit :** la solubilité dans l'eau, l'ionisation, la volatilité, la persistance dans le milieu, la présence de groupes réactionnels…etc.
- **Les propriétés du sol :** structure, type et quantité d'argiles, pourcentage de matière organique, pH, taux d'humidité, faune et flore, etc.
- **Les conditions et le type d'application :** taux d'application, surface traitée, nature de la cible, nature de la formation, moment d'application, etc.
- **Les conditions climatiques et hydrogéologiques :** intensité et fréquence de la pluie, température du sol, profondeur de la nappe, etc.

2.6.2.1. Impact des pesticides sur la qualité d'eau :

La dispersion des pesticides dans les eaux peut engendrer des nuisances aussi bien au niveau de leur potabilisation que de leurs richesses écologiques. Cette pollution diffuse est liée à l'entrainement de ces produits par transfert en surface ou en profondeur des eaux d'irrigation et des pluies vers les fleuves, les lacs, les nappes phréatiques ou encore les mers et les océans [7].

Ce phénomène de transport dépond en grande partie des conditions climatiques, des caractéristiques du produit, de la topographie et des pratiques culturales.

1. Transfert horizontal :

Ce phénomène se traduit par entrainement des produits par ruissellement soit sous forme dissoute soit fixée aux particules du sol. Pour les événements pluvieux intervenants

justes après l'application, les pertes peuvent dépasser 2% de la quantité appliquée. Généralement, ce mode de transfert intervient dès que la pluviométrie dépasse la capacité d'adsorption des sols [22,23].

2. Transfert vertical :

Les modalités du transfert vertical de l'eau sont très complexes du fait de l'extrême variabilité et l'hétérogénéité des sols. Pour un sol argileux, la vitesse de la filtration est très faible alors que la perméabilité des sols à structure grossière est trop importante.

Le lessivage des pesticides est en fonction de leur stabilité et dépend en grand partie de la présence des fissures et d'irrégularités dans le terrain.

La figure I.5 résume les différents aspects du transfert des pesticides vers les eaux.

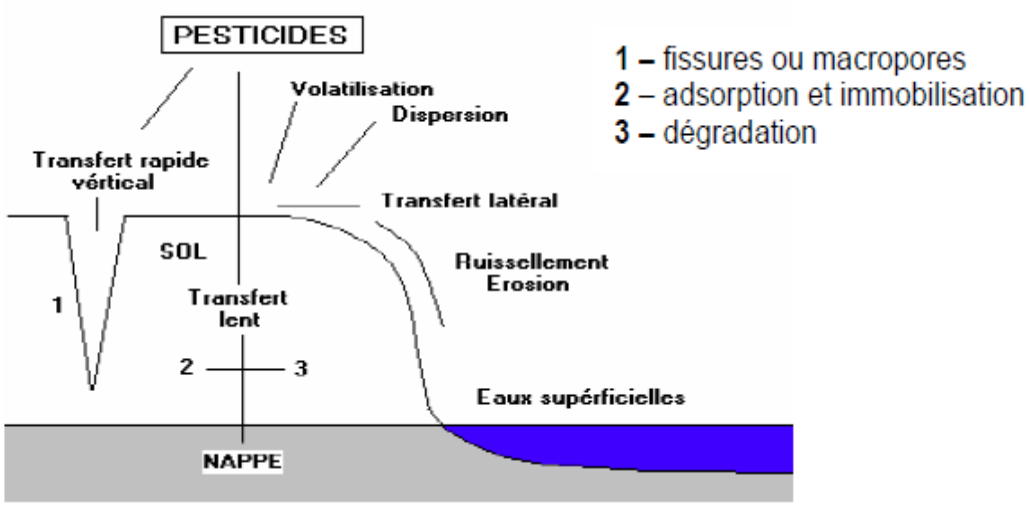


Figure I.5: Modalités du transfert des pesticides en milieu aqueux [24]**.**

3. Dégradation chimique dans l'eau :

Quel que soit leur mode d'utilisation, la plupart des pesticides employés atteignent les eaux de surfaces et souterraines. Ces molécules peuvent ensuite être soumises à des réactions d'hydrolyse ou d'oxydoréduction qui sont en fonction de leur persistance. Les produits très peu solubles dans l'eau ou qui se trouvent en suspension, résistent beaucoup plus aux phénomènes de dégradation en milieux aqueux. [25]. Le tableau I.3 montre la persistance dans l'eau de 10 catégories de pesticides.

Tableau I.3 : la persistance de certains pesticides dans l'eau [25].

Famille des pesticides	Persistance dans l'eau
Organochloré	2 à 5 ans
Dérives de l'urée	4 à 10 mois
Acide benzoïques	3 à 12 mois
Amides	2 à 10 mois
Toluidines	6 mois
Nitrites	4 mois
Carbamate	2 à 8 semaines
Acides aliphatique	3 à 10 semaines
organophosphorés	7 à 84 jours
Triazines	3 à 18 mois

Les organochlorés très peu solubles dans l'eau ont une stabilité chimique très importante. Ils sont d'autant plus stables que le nombre d'atomes de chlore fixés est élevé.

2.6.2.2. Impact sur l'atmosphère :

En générale, les pertes des pesticides par les processus de volatilisation est le plus important, c'est un processus dominant le contrôle de la dispersion de certains produits phytosanitaires dans l'environnement [26], Taylor et spencer ont montrés que les pertes par volatilisation peuvent atteindre 80 à 90% da la quantité appliquée [27].

1. La volatilisation

C'est l'une des causes principales de fuites de pesticides hors de la zone cible, notamment quand les traitements visent la surface du sol ou celle des végétaux.

Ces pertes dépassent souvent en importance celles dues à la dégradation chimique, au ruissellement et à la lixiviation [27], le transport et le dépôt aérien sont les principaux responsables de la dispersion des pesticides sur la terre [28]. Les pertes par volatilisation, maximales après une application faite sur un sol ou sur du feuillage humides [27], sont considérablement réduites par l'incorporation du pesticide au sol ; elles dépendent alors des

remontées à la surface des résidus chimiques par diffusion ou par mouvements de convection de l'eau du sol [30].

2.6.2.3. Dispersion dans le sol :

Le sol est un matériau à la fois minéral et organique. La partie minérale qui représente la fraction la plus importante : environ 80% à 95% en masse est constituée de minéraux primaires (issus de l'altération du substrat géologique sous l'action conjuguée de la température, de l'air et de l'eau) et de minéraux secondaire (produit d'altération) comme les argiles, les oxydes et les hydroxydes dont dépendent les propriétés physico-chimiques du sol [31].

Par opposition aux gros éléments minéraux qui constituent le squelette du sol, les particules originales issues de la transformation des débris de végétaux et des restes et détritus d'origine animale représentent la partie active du sol. Elle est composées principalement de substances humiques (acide humique, fulvique et humine) à structure complexe et qui forment avec les argiles les complexes argilo-humiques.

En tant que l'interface dans l'environnement, le sol facilite la circulation des liquides et des gaz via la porosité importante qui développe. Il joue donc un rôle fondamentale dans le devenir des produits qui peuvent lui être appliqués, entre autres les pesticides.

Ces produits peuvent ainsi être assimilés par les plantes ou soumis à des phénomènes d'adsorption, de dégradation photochimique ou même biologique.

- **Sur les plantes :**

Les phénomènes d'absorption et d'exsudation du produit (par les feuilles, les tiges et les racines) sont mal connus, mais les recherches se développent car leur compréhension représente un enjeu majeur pour la sécurité alimentaire, bien que seule une faible partie des produits phytosanitaires soit ainsi absorbée.

L'absorption foliaire des pesticides pourrait contribuer plus à l'accumulation de résidus dans les plantes que l'absorption par les racines [32].

Les produits lipophiles pénètrent dans les cuticules des feuilles et sont difficilement mobilisables, tandis que les produits plus polaires ou solubles sont quasi entièrement disponibles pour le lavage. La fraction lavée peut être incorporée au sol et absorbée une autre fois par les racines ou drainée par les eaux de ruissellement [33].

- **Les phénomènes d'adsorption-désorption :**

La rétention est l'un des processus majeurs auxquels sont soumis les pesticides dans le sol. Le terme « rétention » englobe l'ensemble des phénomènes physico-chimiques et biologiques qui conduisent à une immobilisation plus ou moins longue des pesticides absorptions par les végétaux ou par la microflore du sol, précipitation, adsorption [34, 35].

L'adsorption des pesticides par le sol est le processus de rétention le plus étudié et le mieux connu.

L'adsorption sensu stricto est définie comme un phénomène inter facial qui correspond au transfert d'ions ou de molécules (les pesticides) depuis une phase fluide (la solution du sol) et à leur accumulation sur la phase solide du sol constituée par les minéraux et la matière organique [36,37].

Le phénomène inverse de l'adsorption est appelé désorption. Il correspond à la libération dans la solution du sol de molécules préalablement adsorbées sur la phase solide. L'étude de la désorption permet de renseigner sur la réversibilité de l'adsorption des pesticides et éventuellement de fournir des informations sur la nature des interactions sol pesticides mises en jeu [38].

- **La photodégradation :**

Les réactions photochimiques sont initiées par les rayons ultraviolets provenant du soleil. La photolyse transforme en général petit à petit les pesticides en produits moins toxiques. Les produits obtenus dépendent en grande partie de l'énergie de la lumière solaire qui affecte la molécule initiale.

Les études d'estimations du taux de photolyse sont très complexes. En effets, il est difficile d'estimer le degré d'atténuation de la lumière par le sol et les feuilles.

Le taux de photolyse dépend aussi d'autres facteurs comme la nature du produit appliqué, la nature du sol et la durée depuis l'application [39,40].

- **Dégradation biologique :**

Pour la plus part des produits phytosanitaires, la dégradation biologique représente le processus le plus important d'altération. La grande diversité métabolique des souches bactériennes et leur capacité d'adaptation et de mutation leur permettent de dégrader un large spectre des molécules dans des conditions variées. Cette transformation peut se traduire par la minéralisation complète et relativement rapide ce qui peut entrainer une détoxication du milieu ou au contraire provoquer une intoxication le long des chaines alimentaires à cause de la bioaccumulation microbienne par adsorption sur les parois ou pénétration à l'intérieur [41.42].

La dégradation d'une molécule dans le sol par les microorganismes est souvent liée à leur activité enzymatique. Les principales réactions qui se traduisent sont des réactions d'oxydoréductions, d'hydrolyses et de synthèses (conjugaison ou polymérisation). Cependant la synthèse d'enzymes actives peut être influencée par la nature chimique et la concentration des produits [43], et par les conditions environnementales, notamment pédoclimatique comme la nature de la matière organique, le pH et la température du milieu, la granulométrie du sol et sa teneur en eau et en air [44].

A noter que certains composés se dégradent en aérobiose, alors que d'autres en anaérobiose ou nécessitent une alternance. Mais en principe le processus aérobique est le plus dominant [45].

Pour un certain nombre de produits, la biodégradation peut être accélérée à la suite d'application répétée du même produit ou d'un produit appartenant à la même famille sur la même parcelle. Ce phénomène résulte de l'adaptation de la microflore du sol à utiliser ces molécules comme source de carbone nécessaire à leur développement ceci entre dans le processus de l'autoépuration du milieu naturel.

En effet, pour fonctionner le sol a besoin des bactéries, des champignons et de la microfaune, l'utilisation de produits chimiques puissants contre les champignons, les insectes

et les herbes, nuisibles des cultures à contribué à diminuer la vie dans les sols, La compréhension de l'effet des Pesticides sur le sol a été largement étudiée, leur utilisation massive pouvant amener à une modification de la microflore [46].

2.7. Quelque pesticide le plus utilise en Algérie :

Pour connaitre les pesticides les plus utilisés en Algérie, nous sommes présentés à la direction de l'agriculture de Médéa, et nous avons été accompagnés par l'inspecteur des produits phytosanitaires (Aissa kermazli) qui a mis à notre disposition les informations présentés dans ce tableau :

Tableau I.4 : représentation des pesticides le plus connu dans l'agricole Algérien [47].

la nature de pesticides	Nom commercial	Matière active	concentration	formulation	Déprédateurs	Cultures	Dose d'utilisation	DAR (h)
Insecticides	KARATEKA	LAMBDA-CYHALOTHRINE	5%	EC	Carpocapse	Arboriculture	0.175 L/Ha	14
					Cératite	Agrumes	0.25 L/Ha	
					Teigne	Olivier		
	ACETPLAN 200SL	ACETAMIPRIDE	200 G/L	SL	Mineuse	Agrumes	30-40ml/hl	14
					Aleurodes	Arbres fruitiers	30-40ml/hl	14
					Pauserons	Cultures maraichères	20-30ml/hl	7
	DECIS 25 EC	DELTAMETHRINE	25 G/L	EC	Teigne	Pomme de terre	0.4 L/Ha	3
					Punaise	céréales	0.5 L/Ha	7
					Carpocapse		0.3 L/Ha	14
					Cératite	agrumes	0.5 L/Ha	14
					Dacus	olivier	0.5 L/Ha	7
					Aleurodes	Cultures sous serre	0.015 L/Ha	3
Fongicides	FALCON	SPIROXAMINE+ TEBUCONAZZOLE + TRAIDIMENOL	250G/L+167G/L +43G/L	EC	Rouille/septor-iose/fusariose /oïdium	Céréales	0.8 L/Ha	30
	PROSARO 250 EC	PROTHIOCONAZOLE + TEBUCONAZOLE	125G/L+ 125G/L	EC	Rouille brune/ oïdium/septorios	Blé	0.8 L/Ha	
	TILT	PRPICONAZOLE	250G/L	EC	Oidium/rouille/septoriose	Blé	0.5 L/Ha	30
					Helminthosporose /rhynchosporiose	Orge		
Herbicides	CHEVALIER	IODOSULFURON-METHYL-SODIUM +MESOSULFURON-METHYL+MEFENPYR DIETHYL	3%+ 3%+ 9%	WG	Adventices graminées/ dicotylédones	Blé	0.33 kg/Ha	
	PALLAS 45 OD	PYROXSULAM+ CLOQUINTOCET-MEXYL	45G/L + 90 G/L	OD	Adventices	Des Blés	0.5 L/Ha	
	COSSACK OD	IODOSULFURON-METHYL-SODIUM +MESOSULFURON-METHYL+MEFENPYR DIETHYL	7.5 G/L+ 7.5 G/L+ 22.5 G/L	OD	Dicotylédones /graminées annuelles	Céréales	1 L/Ha	

2.8. Propriétés physico-chimiques des pesticides étudiés dans ce travail :

2.8.1. La métribuzine 70% (nom commerciale metrixone) :

La métribuzine est un herbicide, appartenant à la famille des triazines, employé en prélevée et en post-levée pour lutter contre les mauvaises herbes qui parasitent diverses cultures agricoles [48].

La métribuzine ($C_8H_{14}N_4OS$) (figure 2.3) est une molécule aromatique, donc des hétérocycles à six chaînons comprenant trois atomes de carbone et trois atomes d'azote, qui possède un groupement amine, un groupement soufre, un groupement cétone et 1, 2, 4-triazine. Son nom chimique est :
4-amino-6-tert-butyl-4,5-dihydro-3-méthylthio-1,2,4-triazin-5-one.

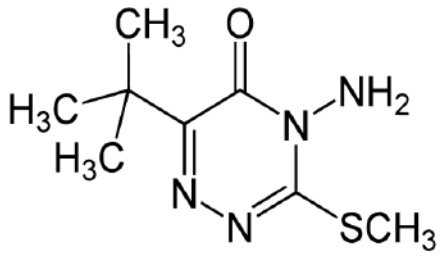


Figure I.6 : Structure chimique de la métribuzine.

Propriétés physico-chimique de la métribuzine.

Formule brute	$C_8H_{14}N_4OS$
Masse molaire (g/mole)	214.3
Solubilité dans l'eau à 20°C (g/l)	1.05
KOW (log) à pH=5.6 et à 20°C	1.6
Pression de vapeur à 20°C (mP)	1.3
DT50 photodégradation sol (jour)	5-20
LD50 (mg/Kg)	1090-2300
pKa	1.0

La métribuzine est faiblement adsorbée par les sols à fortes teneurs en argile ou en matières organiques; le degré d'adsorption diminue avec une augmentation du pH, mais dépend la plupart du temps du type de sol [48].



Figure I.7 : photographe de pesticides (metrixone) utilise dans ce travail.

2.8.2. lambda-cyhalothrine 5% + pyrimicarbe 10% (nom commerciale lazer) :

lazer c'est un émulsion plus concentrée, est un insecticide utilise contre les pucerons et les vers, compose par deux matière actif :

- **lambda-cyhalothrine 5 % :**

de la famille des pyréthrinoïdes. C'est un dérivé fluoré de la pyréthrine (trifluorométhyl-pyréthrine) [49]. Il est peu soluble dans l'eau et n'est pas volatil. Il a une certaine action répulsive sur les insectes. La lambda-cyhalothrine est très toxique pour les abeilles [50].

lambda-cyhalothrine 5 % ($C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$) a une masse molaire 449,85 ± 0,023 g/mol est une molécule aromatique, Son nom chimique appelé : cyclopropane carboxylate de 3- (2-chloro-3,3,3-trifluoro-1-propényl)-2,2-diméthyl-cyano(3-phénoxyphényl)méthyle

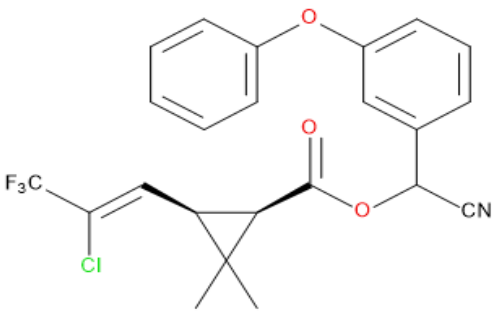


Figure I.8 : Structure chimique de la lambda-cyhalothrine

- **pyrimicarbe 10% :** Le pirimicarbe est une substance active de produit phytosanitaire de la famille chimique des carbamates, qui présente un effet insecticide.

Il représente a formule chimique ($C_{11}H_{18}N_4O_2$) de masse molaire 238,2862 g/mol [51], et nome chimiquement par : [2-(diméthylamino)-5,6-diméthylpyrimidin-4-yl] N,N-diméthylcarbamate.

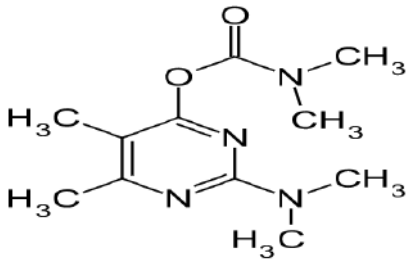


Figure I.9 : Structure chimique de la pyrimicarbe .



Figure I.10 : photographe de l'insecticide lazer utilise dans notre travail

2.8.3. Acétamipride 20% SP (nom commerciale MOPISTOP) :

Acétamipride est un matériau organique composé avec la formule chimique $C_{10}H_{11}$ C_1N_4. Il est inodore néonicotinoïdes insecticide produit sous les noms commerciaux Assail et CHIPCo par Aventis CropSciences. Il est systémique et destiné à contrôler sucer les insectes (lépidoptères, thysanoptères, hémiptères, pucerons principalement [52]) sur les cultures comme les légumes à feuilles, agrumes fruits, pépins de fruits, raisins, coton, les choux et les plantes ornementales. Il est également un pesticide clé dans commerciale cerise l'agriculture en raison de son efficacité contre les larves de la mouche des fruits de cerise.

Acétamipride est un insecticide appartenant aux néonicotinoïdes de chloropyridinyle, cette famille d'insecticides a été introduite au début des années 1990 [53]. Ce composé est un

insecticide qui est introduit pour lutte contre les parasites, mais aussi pour un usage domestique pour contrôler les puces sur les chats et les chiens.

L'acétamipride est un composé alpha-chloro-N-hétéroaromatique. C'est un néonicotinoïde avec un groupe chloropyridinyle et il est comparable à d'autres néonicotinoïdes tels que l' imidaclopride , le nitenpyram et le thiaclopride . Ces substances ont toutes un groupe méthyle 6-chloro-3-pyridine mais diffèrent par le substituant nitroguanidine, nitrométhylène ou cyanoamidine sur un fragment acyclique ou cyclique [54]. Son nom chimique est N - [(6-chloro-3-pyridyl) méthyl] - N ' -cyano- N -méthyl-acétamidine.

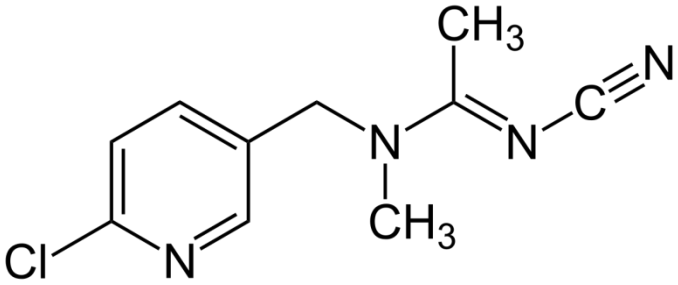


Figure I.11: structure chimique de l'acétamipride.

Propriétés physico-chimique de L'Acétamipride :

Formule brute	$C_{10}H_{11}ClN_4$
Masse molaire (g/mole)	222.672
Solubilité dans l'eau à 20°C (g/l)	4.25
KOW (log) à 25°C	0.80
Pression de vapeur à 25°C (mm Hg)	$4.36*10^{-5}$
Densité g /cm^3 à 20 °C	1.33
pKa	0.7

L'Acétamipride est une substance semblable à la nicotine et réagit au corps de la même manière que la nicotine [55]. La nicotine est un insecticide naturel dont de nombreux insecticides artificiels sont des dérivés. L'acétamipride est très toxique pour les insectes, mais moins pour les mammifères. [55]



Figure I.12: photographie de l'insecticide MOPISTOP utilise dans cette étude.

3. les méthodes du traitement des pesticides :

3.1. Généralité :

Les rejets non contrôlés des eaux usées urbaines, industrielles ou agricoles sont une menace pour la qualité des ressources en eaux. La production et l'usage des pesticides pour les traitements des plantes sont des sources de pollution des ressources en eau. C'est ainsi qu'on fait recours aux différents procédés de traitement pour dépolluer les eaux usées. [56].

Les mécanismes de dispersion sont très nombreux et dépendent principalement du couvert végétal, des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique, et donc des substrats géologiques et des conditions climatiques pendant et après l'application, et de la composition des produits épandus. Ceci montre qu'il est très difficile de prédire le devenir des pesticides dans la nature à cause de cette dispersion, d'où la nécessité de procéder à des traitements. Il y a deux (2) solutions possibles pour le traitement des eaux polluées [57] :

- Soit les transformer par des traitements chimiques notamment par ozonation. Pour ces méthodes, des moyens ont été développés faisant appel à l'ozone ou à des couplages : ozone + rayonnements UV, ozone + eau oxygénée ou eau oxygénée + rayonnements UV. Ces traitements n'avaient pour but que de transformer les molécules en « métabolites ».
- Soit retirer ces composés de l'eau par utilisation d'un charbon actif qui adsorbe les molécules, ou par la rétention sur membranes (nanofiltration, osmose inverse). Les traitements d'adsorption utilisent le charbon actif qui permet de retenir une très grande

variété de molécules tandis que les traitements de rétention membranaire font appel à des filtres à très faible porosité. Les membranes sont des fibres creuses et poreuses à base de cellulose ou de poudre métalliques. Les filtres à membranes sont sous forme de cylindres verticaux. L'eau, sous pression, se répartit le long des fibres et traverse la paroi poreuse. Les membranes d'ultra filtration offrent un « seuil de coupure » de 0,01 micron [57]. Pour la nanofiltration, la porosité de la membrane (sa capacité à retenir les molécules d'une taille donnée) est un paramètre primordial en fonction des molécules à retirer. La transformation d'une molécule conduit toujours à une molécule de taille inférieure. Là aussi, le choix doit être dicté par les molécules à éliminer.

3.2. Traitements généraux :

L'élimination des pesticides représente aujourd'hui un enjeu important pour préserver la qualité de l'eau. La panoplie des procédés existants permet de bien adapter le traitement en fonction de la nature de la pollution (accidentelle ou chronique) et des caractéristiques de l'eau à traiter. De nombreux procédés utilisés (ozonation, dégradation photochimique adsorption sur charbon actif, procédés membranaires) ont déjà fait leur preuve. D'autres procédés, encore à l'état de recherche (oxydation au réactif de Fenton, traitement biologique, …) sont très prometteurs pour l'élimination des pesticides [58].

3.2.1. Procédés de la filière de traitement classique des eaux usées :

Les pesticides aptes à s'adsorber sur les particules formées lors de la coagulation – floculation peuvent être éliminés à l'étape de clarification du système classique de traitement des eaux usées [58].

3.2.2. Procédés physico – chimiques dégradatifs :

Ces procédés permettent un traitement d'effluents qui contiennent des composés récalcitrants, toxiques ou non – biodégradables. Nous avons l'oxydation à l'ozone, l'oxydation au peroxyde d'hydrogène, le traitement au réactif de fenton, la dégradation photochimique [58].

3.2.2.1. Oxydation par ozone :

L'oxydation à l'ozone est couramment utilisée comme désinfectant. L'ozone est un oxydant puissant et est produit sur site à partir de l'air ambiant ou à partir de d'oxygène. Pour cette méthode, il est nécessaire de mettre sur place une filtration sur charbon actif en grains en aval dans le but de retenir les sous produits d'oxydation pouvant être nocifs et les

composés cancérigènes comme les bromates qui peuvent se former lorsque l'eau brute contient des bromures.

3.2.2.2. Oxydation au peroxyde d'hydrogène :

Pour plus d'efficacité, on fait appel à une oxydation couplée qui consiste à associer à l'ozon du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2). L'efficacité de ce traitement est fonction de la dose de H_2O_2 utilisée. Ce couplage (03 / H_2O_2) permet d'éliminer 90 % de l'atrazine [58]. En utilisant le peroxyde d'hydrogène, on augmente la quantité de radicaux OH disponibles qui sont consommés rapidement par la matière organique, les bicarbonates, les carbonates, l'ammonium et les alcools tertiaires.

3.2.2.3. Traitement au réactif de Fenton :

C'est la réaction d'oxydo – réduction avancée aboutissant à la formation du radical OH* suivant la réaction [58] :

$$Fe^{2+} + H\,O \rightarrow Fe^{3+} + OH^{6} + OH^{*}$$

Dans cette réaction, l'eau oxygénée oxyde le fer ferreux pour donner des ions ferriques. Cette méthode est encore appelé par AFT (Anodic Fenton Treatment) en anglais.

3.2.2.4. Dégradation photochimique :

Le principe consiste à utiliser une partie de l'énergie solaire capter par un réacteur solaire pour modifier la structure des substances biorécalcitrant et toxiques afin d'acheminer les eaux photo-traitées vers un système de traitement biologique conventionnel. [59]

3.2.3. Procédés d'adsorption sur matrice poreuse ou membrane :

3.2.3.1. Procédés d'adsorption sur charbon actif en poudre ou en grain :

L'adsorption sur charbon actif est actuellement l'un des procédés les plus utilisés pour éliminer les composés organiques et notamment les micro – polluants du type pesticide [58] Nous avons deux (2) types de procédés d'adsorption par charbon actif : le charbon actif en poudre (CAP) et le charbon actif en grain (CAG). Le charbon actif agit par adsorption en fixant les pesticides à sa surface. Le charbon actif en poudre (CAP) est utilisé pour faire face à une pollution ponctuelle [59]. On l'injecte dans les cuves de coagulation avant l'étape de décantation ou de filtration. Le temps de contact varie de 15 minutes à 1 heure. Le produit est utilisé avec des doses de 10 à 50 grammes par mètre cube d'eau à traiter [59].

Quant au charbon actif en grain (CAG), on l'utilise en lit filtrant placé en fin de traitement. Le CAG a une durée de vie limitée, il faut le remplacer dès que l'on constate une concentration en pesticide supérieure à 0,1 μg / l à la sortie du filtre.

La durée de vie du filtre est fonction des caractéristiques de l'eau à traiter (matière organique et concentration des pesticides à traiter) [59].

Le lit de charbon est fixe et, pour minimiser le nombre de cycles de lavage qui érode les grains, ce lit doit être placé en aval de la filtration.

Cette adsorption sur lit est généralement associée à un développement de bactéries fixées sur les grains qui favorise une auto régénération du lit et augmente la durée de vie des lits (toutefois, certains métabolites bactériens toxiques peuvent se retrouver à l'état de trace dans l'eau traitée), Le CAG s'utilise en lit filtrant placé en fin de chaîne de traitement [59].

3.2.3.2. Procédés par Filtration membranaire :

Une autre technique consiste à filtrer l'eau sur une membrane semi-perméable qui retient les micropolluants dont les pesticides, et laisse passer l'eau. Deux (2) types de techniques, se différenciant par le diamètre des pores des membranes, peuvent être utilisés :

- La nanofiltration,
- L'osmose inverse.

Ces techniques, peu utilisées car très coûteuses (particulièrement la nanofiltration), peuvent être intéressantes dans le cas d'une eau brute avec plusieurs paramètres à traiter (dureté, pesticides, nitrates,…). La nanofiltration est particulièrement intéressante dans le cas de pollution chroniques. Elle ne génère pas de sous – produits de traitement [60].

4. Généralité sur l'absorption :

Le traitement des eaux et souvent réaliser par des médications chimique classique tel que : la décantation, coagulation floculation, oxydation,...etc. Les eaux traitées par ce procédé contiennent encore des polluants et sont chargées du fait du nombre de réactifs ajoutés. Dans la plupart des cas, ces procédés sont très onéreux. Il est nécessaire de réfléchir à des techniques d'efficacité sévère et à moindre coût.

Les techniques d'adsorption ont été couronnées de succès dans l'élimination des espèces organiques. Actuellement, le charbon actif (metrixone,lazer et mopistop)

4.1. Définition :

L'adsorption est un phénomène de surface, par lequel des molécules (gaz ou liquides) se fixent sur les surfaces solides des adsorbants selon divers processus plus ou moins intenses.

L'adsorption est un processus exothermique qui correspond à des interactions adsorbat – surface solide. De façon générale, le phénomène d'adsorption se décompose en plusieurs étapes : [61,62]

1. Diffusion de la molécule d'adsorbat du fluide vers la couche limite, très rapide
2. Transfert à travers la couche limite (diffusion externe), rapide.
3. Diffusion dans le volume poreux, lente.
4. Adsorption en surface, très rapide.
5. Diffusion de l'adsorbat en surface.
6 et 7. Conduction thermique dans l'adsorbant, la couche limite puis le fluide.

L'adsorption est habituellement décrite par les isothermes, c'est à dire les fonctions qui relient la quantité d'adsorbat sur l'adsorbant, avec la pression (si gaz) ou la concentration (si liquide).

4.3. Les types d'adsorption :

4.3.1. L'adsorption physique :

La physisorption met en jeu des liaisons faibles du type forces de Van der Waals, il se produit bien avant que le gaz n'atteigne une pression égale à sa tension de vapeur saturante, à des températures assez basses et voisines du point d'ébullition de la phase adsorbée. Elle est non spécifique et en général réversible, où l'équilibre est obtenu lorsque les vitesses d'évaporation et de condensation sont égales [63,64].

4.3.2. L'adsorption chimique :

La chimisorption s'accompagne d'une profonde modification de la répartition des charges électroniques des molécules adsorbées qui conduit à la rupture de liaisons chimiques entre l'adsorbant et l'adsorbat. Celle-ci peut être covalente ou ionique.

La chimisorption est donc complète lorsque tous les centres actifs présents à la surface ont établi une liaison avec les molécules de l'adsorbat, les forces mises en jeu sont du même type que celles qui sont impliquées lors de la formation des liaisons chimiques spécifiques.

La chimisorption est essentiellement irréversible et engendre une couche mono moléculaire, on peut mesurer la chaleur d'adsorption chimique à partir des isothermes et isobares, généralement la chaleur de chimisorption n'est pas constante mais diminue lorsque la quantité de gaz adsorbée augmente. Ce phénomène peut provenir de l'hétérogénéité de la surface et de l'existence d'une répulsion entre les molécules adsorbées [61, 65,66].

Tableau I.5. Les différences entre l'Adsorption physique et chimique [66].

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Température du processus	Relativement basse à la température d'ébullition de l'adsorbât	Plus élevée
Chaleur d'adsorption	1 à 10 kcal/mol	Supérieur à 10 kcal/mol
Liaison	Physique de Van Der Waals	Chimique
Spécificité	Processus non spécifique	Processus spécifique
Désorption	Facile	Difficile
Cinétique	Rapide	Lente
Formation de couches	Formation de multicouches	Formation de Monocouche

4.4. Description du mécanisme d'adsorption :

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

- ✓ 1 étape (la diffusion externe) : le transfert des molécules de soluté de la phase liquide Externe vers la phase liquide liée à la particule solide (par diffusion et par convection)
- ✓ 2eme étape (la diffusion interne) : le transfert du soluté à travers le film liquide vers la Surface externe de l'adsorbant.
- ✓ 3eme étape la diffusion de l'adsorbat à l'intérieur de la particule de l'adsorbant sous l'effet du gradient de concentration.
- ✓ 4eme étape : l'adsorption dans un micropore. [67]

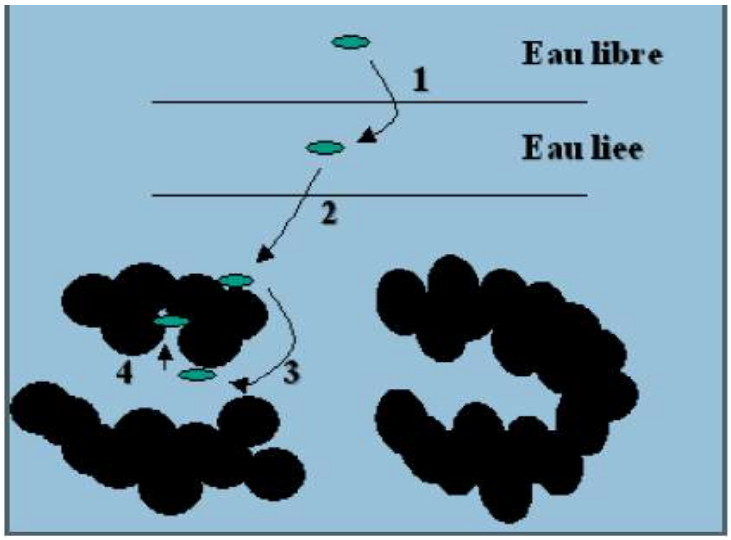


Figure I.13 : Mécanisme d'adsorption en phase aqueuse sur charbon actif

4.5. Isothermes d'adsorption :

Une isotherme d'adsorption est la variation de la quantité adsorbée Qe (mg/g) sur un solide en fonction de la concentration Ce (mg/L) du composé adsorbable à l'équilibre (Qe = f (Ce)), à une température donnée. La quantité adsorbée à l'équilibre peut s'exprimer dans différentes unités; on utilise principalement dans le cas d'adsorption en phase aqueuse la mole d'adsorbat par masse de solide ou masse d'adsorbat par masse de solide.

Un grand nombre de modèles d'isothermes d'adsorption a été développé par différents chercheurs et les isothermes ont été classées suivant leur forme par Brunauer, Emmet et Teller en 1938 (d'où le nom de classification BET) [68]. La plupart de ces isothermes ont d'abord été proposées en phase gaz, puis adaptées aux phénomènes en phase liquide, parmi les quelles l'isotherme de Freundlich et l'isotherme de Langmuir.

La grande majorité des isothermes peut être classée en six types selon leur allure.

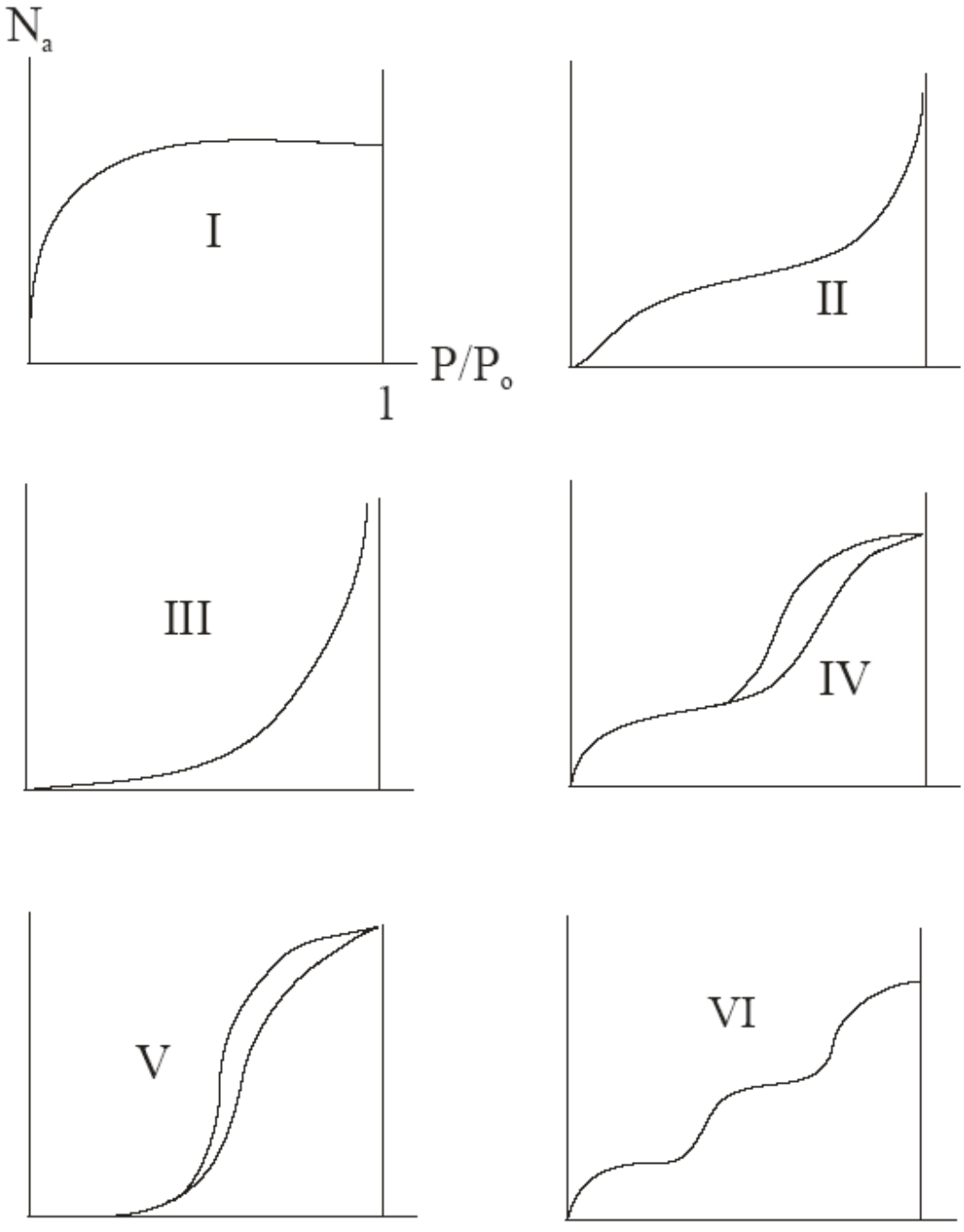


Figure I.14 : Classification des isothermes selon B.E.T

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

- Les isothermes de type I correspondent à des solides non poreux ou entièrement microporeux, c'est-à-dire possédant des pores de diamètre inférieur à 20 Å. En effet, cette isotherme est caractéristique d'une adsorption en monocouche, ou d'un remplissage des micropores avec saturation une fois le volume disponible entièrement rempli.

- Les isothermes de type II et III correspondent à des solides possédant des pores de diamètre supérieur à 500 Å (macropores). Ces courbes peuvent faire état d'une adsorption multicouche.
- Les isothermes de type IV et V correspondent à des solides possédant des pores de diamètre compris entre 20 et 500 Å (mésopores). L'existence d'hystérésis au cours de la désorption reflète la présence de mésopores dans lesquels la vapeur se condense en formant un ménisque de forte courbure.
- Les isothermes de type VI présentent des marches caractéristiques d'une adsorption multicouche sur une surface non poreuse très homogène.[68]

4.5.1. Isotherme d'adsorption de Langmuir :

L'équation de Langmuir suppose que l'adsorption a lieu sur des sites de même énergie et qu'il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées.

Elle est applicable à l'adsorption mono moléculaire et s'exprime par :

$$\mathbf{q}=\frac{x}{m}=qm*b.\frac{Ce}{1}+b.Ce \qquad \textbf{(II.1)}$$

Où :

q : quantité de soluté adsorbée par unité de masse de l'adsorbant à l'équilibre (mg/g).

q_m : capacité d'adsorption ultime (mg/g).

Ce : concentration du soluté dans la phase liquide à l'équilibre (mg/l).

b : constante de Langmuir. [67]

La linéarisation de l'équation de Langmuir donnée permet de déduire la capacité ultime qm et la constante de dissociation Kd égale à 1/b.

4.5.2. Isotherme de Freundlich :

L'isotherme d'adsorption de Freundlich, présentée en 1926, repose sur l'équation empirique suivante :

$$q=K.C_e^{1/n} \qquad \textbf{(II.2)}$$

K, n : constantes expérimentales qui dépendent respectivement de la nature de l'adsorbât et de l'adsorbant.

Cette isotherme est une isotherme empirique qui, contrairement à celle de Langmuir, tient compte de l'inégalité d'énergie d'adsorption des différents sites. [69]

4.5.3. Isotherme de B.E.T :

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

a- Plusieurs couches successives de molécules peuvent être fixées sur l'adsorbant.

b- Les sites d'adsorption sont distribués uniformément à la surface de l'adsorbant.

c- Chaque site est indépendant des sites voisins

d- L'énergie d'adsorption retient la première couche de molécule, alors que l'énergie de condensation retient les couches successives suivantes [67].

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

$$\mathbf{q=}\frac{\boldsymbol{A.Ce.Qm}}{(\boldsymbol{Cs-Ce})*[\mathbf{1}+(\boldsymbol{A-1}).\frac{\boldsymbol{Ce}}{\boldsymbol{Cs}}]} \qquad \textbf{(II.3)}$$

Où :

Qm : capacité ultime d'adsorption (mg/g).

Ce : concentration du soluté dans la phase liquide à l'équilibre (mg/l).

Cs : concentration de la matière dissoute à l'état de saturation (mg/l).

A : constante liée à l'énergie d'interaction avec la surface.

4.6. Facture influençant l'adsorption :

L'efficacité d'un adsorbant vis-à-vis d'un adsorbât dépend d'un nombre important de paramètres dont les principaux sont:

- ✓ Les caractéristiques de l'adsorbant : polarité, volume poreux, surface spécifique, fonctions superficielles….
- ✓ Les caractéristiques de l'adsorbât : polarité, solubilité, poids et saturation moléculaire…
- ✓ Les paramètres physiques : tels que la température et le pH qui ont une influence considérable sur le phénomène d'adsorption.

Lors de l'adsorption, la valeur du pH joue souvent un rôle important, l'adsorption est maximale au point isoélectrique, car les liaisons avec l'eau y sont minimales [69].

4.7. Les adsorbants :

Plusieurs matériaux sont utilisés en traitement de l'eau : alumine (Al_2O_3), gel de silice, terre de Fuller, terre à diatomées, tamis moléculaire, résines à micropores, résines à micropores échangeuses d'ions, dioxyde de manganèse et même « flocs de sulfate d'aluminium » et silice activée. Cependant, plus que toutes ces matières, c'est le charbon actif qui est le plus adsorbant [69].

4.8. Généralité sur charbon actif :

Parmi les différentes formes de carbone il en existe seulement deux qui soient cristallines, le diamant et le graphite.

Les autres espèces : noir de carbone, charbon actif et cokes, sont moins bien cristallisées et possèdent des propriétés adsorbants .L'expression « charbon actif » désigne tout matériau carboné d'origine animale ou végétale ayant subi des traitements spéciaux (carbonisation, activation), sa surface interne peut atteindre 2000-4000 m^2/g [70].

4.8.1. Origine :

D'origine organique ou minérale, il provient de diverses matières animales et végétales (coque de noix de coco, tourbe, houille…), les charbons actifs issus de ces derniers produits sont les plus souvent employés pour le traitement de l'eau naturelle ou résiduaire.

Pour des recherches spécifiques, on peut avoir recours à des produits carbonisa blés comme le sucre qui donne du charbon actif chimiquement pur [70].

4.8.2. Propriété physiques du charbon actif :

La distribution poreuse ou porosité est liée à la répartition de la taille des pores. Ces pores sont caractérisés par leur volume poreux (cm3/g), leur rayon (°A) et leur surface (cm^2) [70].

4.8.3. 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 [69].

4.8.4 Types des charbons actifs :

1. Charbon actif en poudre (CAP) :

Le charbon actif en poudre ou CAP prend la forme des grains de taille comprise entre10 et 50 μm et il est généralement utilisé en combinaison avec un traitement clarificateur. Le PAC est ajoutée continuellement avec l'eau à traiter avec des agents floculant. Il est recommandé d'utiliser des clarificateurs pour augmenter le temps de contact entre le charbon et l'eau [71].



Figure I.15 : charbon actif en poudre

2. Charbon actif en grain (CAG) :

L'utilisation du charbon actif en grain à l'échelle industrielle est plus fréquente que celle du charbon actif en poudre, malgré la bonne performance de ce dernier du point de vue cinétique d'adsorption. Il est utilisé pour l'élimination d'une partie des micropolluants qui résistent aux traitements physico-chimiques classiques. [71]



Figure I.16 : charbon actif en grain

4.9. Facteurs influençant l'adsorption :

1. **Température :**

L'adsorption physique s'effectue à des basses températures (phénomène exothermique), alors que l'adsorption chimique demande des températures plus élevées (phénomène endothermique). Ce qui nécessite de fixer la température du processus dès le départ [69].

2. **pH :**

Le pH est un facteur plus 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 [72].

3. **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 [72].

4. **Solubilité de l'adsorbat :**

La solubilité d'un adsorbat joue un rôle important lors de son adsorption. Plus la solubilité est grande, plus faible sera l'adsorption. Ils ont constaté que Les capacités d'adsorption suivent l'ordre inverse des solubilités [72].

5. **Structure moléculaire de l'adsorbat :**

Plus la structure moléculaire des particules à fixer n'est grande, plus le remplissage des pores s'effectuent rapidement et la saturation est atteinte avec des rendements faibles. Ce qui fait diminuer le nombre des sites libres pour les autres molécules [72].

6. **Temps de contact :**

Pour atteindre l'équilibre, il faut que le temps de contact entre les deux phases adsorbant et adsorbât, soit suffisant ; le temps de contact perçoit aussi la vitesse d'adsorption [73].

Chapitre II

Méthodes et matériel expérimentaux utilisés

L'étude expérimentale de ce travail a été menée dans les laboratoires du Hall technologique (laboratoire chimie 5), Université de Médéa. Dans ce chapitre, est décrit le matériel et les produits utilisés .ensuite on a procédé à la méthode d'adsorption pour éliminer les polluants (trois pesticides dans notre travail).

1. Réactifs et matériels :

1.1. Les réactifs :

Les différents réactifs et les produits chimiques utilisent dans cette étude, ainsi que Leur composition chimique et pureté, sont présentes dans le (tableau II.6) :

Tableau II.6 : Réactifs utilisées dans les différentes expériences.

Nom chimique	Formule chimique	Nom du fabricant	Degré de pureté en %
Soude	Na OH	Merck	98
Acide chlorhydrique	H CL	Sigma	36

1.2. Les matériels et les Appareillages :

Les matériels et les appareillages utilisées dans ce travail sont représente dans le tableau suivant.

Tableau II.7 : les appareillages et matériels utilise dans le travail

Appareils	Matériels
• Une balance précision à 10^{-4} • Un agitateur • Le jar test • UV-visible mini 1240	• 5 béchers de 1L • Erlenmeyer • Spatule • Papier filtre avec l'entonnoir

2. Procédé d'adsorption :

2.1. Les adsorbats :

Les adsorbats utilisés dans ce travail sont les pesticides suivants:

a- l'herbicide :metrixon **(**métribuzine 70%), sous forme de poudre granulée.

b-l'insecticides :lazer (lambda-cyhalothrine 5% + pyrimicarbe 10%) , se présente sous forme d'une émulsion.

c- l'insecticide : mopistop (acétamipride 20% SP sous forme de poudre.

on donne leurs caractéristiques physico-chimiques dans le (tableau II.8) :

Tableau II.8 : Caractéristiques physico-chimiques des pesticides.

Pesticides	**Metribuzine**	**lambda-cyhalothrine +pyrimicarbe**	**acétamipride**
La famille chimique	Traizines	Pyréthrinoïdes + carbamates	néonicotinodes
La formule chimique	$C_8H_{14}N_4OS$	$C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$ + $C_{11}H_{18}N_4O_2$	$C_{14}H_{11}CIN_4$
La masse molaire (g /mol)	214.3	449.85 + 238.28	222.674
Solubilité dans l'eau a 20C°	1.05 g/l	3.0 ml /l	4.25 g/l
Longueur d'onde ƛ (nm)	295	282.5	244

2.2. L'adsorbant utilisé :

Pour éliminer les pesticides dans l'eau nous avons choisi un adsorbant efficace et utilisable dans le domaine d'adsorption, en raison de son aspect économique et de ses caractéristiques physico-chimique, cet adsorbant c'est le charbon actif.

Dans notre travail on a utilisé le charbon actif commercialisé sous forme de poudre CAP.

Le tableau (II-9) représente les caractéristiques du charbon actif utilisé

Tableau II.9 : Caractéristiques du charbon actif utilisé.

Propriétés	Charbon actif
Masse volumique apparente	940.50 kg/m^3
Surface spécifique	674 m²/g
Masse volumique réel	376,64 kg/m^3
Taille effective (TE)	0.0092 mm
La porosité (ɳ)	23.37%
Conductivité	760 µs/cm

2.3. Préparation des solutions :

Tout d'abord, avant le début de l'adsorption, nous avons préparé les solutions mères des trois pesticides.

- La première solution : par la dissolution de 20 mg du metrixone dans 1 litre d'eau distillée
- la deuxième solution : on a ajouté 0.2 ml de pesticide lazer dans un litre d'eau distillée
- la troisième solution : on va peser 20 mg de mopistop dans une balance de10^{-4}g , puis le dissoudre dans un litre d'eau distillée.

les trois solutions, sont bien agitées avec un agitateur magnétique jusqu'à obtention d'une solution homogène.

Les solutions filles ont été obtenues par des dilutions successives jusqu'aux concentrations désirées. Les courbes d'étalonnages des pesticides ont été déterminées par spectroscopie UV.



Figure II.17 : Agitateur magnétique

2.4. Spectrophotométrie UV-visible :

2.4.1. Définition :

La spectrophotométrie est une méthode analytique quantitative destinée à réaliser des dosages ou permettre des suivis quantitatifs de réactions en vue d'étudier, par exemple, des cinétiques de réaction.

La spectrophotométrie est une technique d'analyse qui repose sur l'absorption de la lumière par les espèces chimiques colorées. Une solution est colorée si elle absorbe une partie des radiations de la lumière blanche, la couleur perçue résultant de la superposition des teintes des radiations non absorbées.

2.4.2. Principe :

Un spectrophotomètre mesure l'absorbance d'une solution à une longueur d'onde donnée. Un dispositif monochromateur permet de générer, à partir d'une source de lumière visible ou ultraviolette, une lumière monochromatique, dont la longueur d'onde est choisie par L'utilisateur. La lumière monochromatique incidente d'intensité I_0 traverse alors une cuve contenant la solution étudiée, et l'appareil mesure l'intensité I de la lumière transmise. La valeur affichée par le spectrophotomètre est l'absorbance A à la longueur d'onde étudiée, La loi qui permet de relier l'intensité d'absorption à la concentration est celle de Beer-Lambert. Le type d'Appareil utilisé pour cette étude est un spectrophotomètre.

$$A = \log I0/I = \varepsilon . c . L \qquad \text{(II.4)}$$

Avec :

I0 : Intensité du faisceau incident

I : Intensité du faisceau émergent

C : Concentration de la solution à analyser (mg/ L)

ε: Coefficient d'extinction spécifique du soluté.

A : Absorbance.

L : Epaisseur de cuve en (cm).

2.4.3. Appareillage :

L'étude des absorptions nécessite l'utilisation d'un appareil appelé spectromètre. La figure (II.18) présente le schéma du principe d'un spectromètre d'absorption UV visible double faisceau.

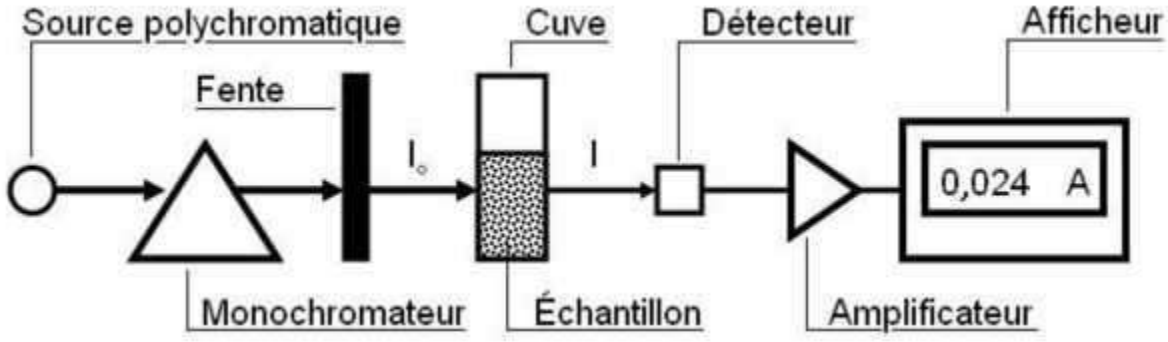


Figure II .18: schéma de principe d'un spectromètre d'absorption UV

- Monochromateur :

Le monochromateur a pour rôle de disperser le rayonnement polychromatique provenant de la Source et d'obtenir des radiations monochromatiques. Les monochromateurs les plus utilisés sont composes en général d'une fente d'entrée, d'un dispositif de dispersion comme un prisme ou un réseau et d'une fente de sortie.

- Détecteur :

Le détecteur est un tube photomultiplicateur qui convertit la lumière reçue en courant. Ce type de détecteurs est de plus en plus remplacé par des photodiodes (semi-conducteurs) plus sensibles.

Le détecteur est relie a un enregistreur qui permet de tracer un spectre d'absorption de l'échantillon analyse.

L'Appareille que mesuré l'absorbance dans cette étude est le spectrophotomètre de modèle (UV MINI 1240), il représente a la figure (II.19).



Figure II.19: Photographe de spectrophotomètre UV-visible utilise dans le travail.

2.5. Etablissement les courbes d'étalonnages :

La courbe d'étalonnage est le repère pour connaitre le taux d'élimination du polluant après la détermination des domaines de concentration pour lesquels la loi de Beer-Lambert est respectée.

Avant d'établir les courbes d'étalonnages du metrixone, lazer et mopistop par spectrophotomètre, balayage est nécessaire afin de déterminer les longueurs d'ondes maximales d'adsorption qui sont donnée dans le tableau (II.10).

Tableau II.10 : longueur d'onde des pesticides étudié.

Pesticides	Metrixone	Lazer	Mopistop
Longueur d'onde ƛ (nm)	295	282.5	244

Pour tous les composés étudiés, nous avons la même méthode qui consiste à préparer d'abord une solution mère de concentration donnée, à partir de laquelle nous préparons par dilution successives, une série des solutions de concentrations bien déterminées.

Les résultats des absorbances sont regroupées successivement dans les tableaux (A1.A2.A3) voir 'annexe.

✓ **Pour la metrixone:**

L'étalonnage a été réalisé avec des concentrations en soluté variant de 0 mg/L à 20 mg/L.

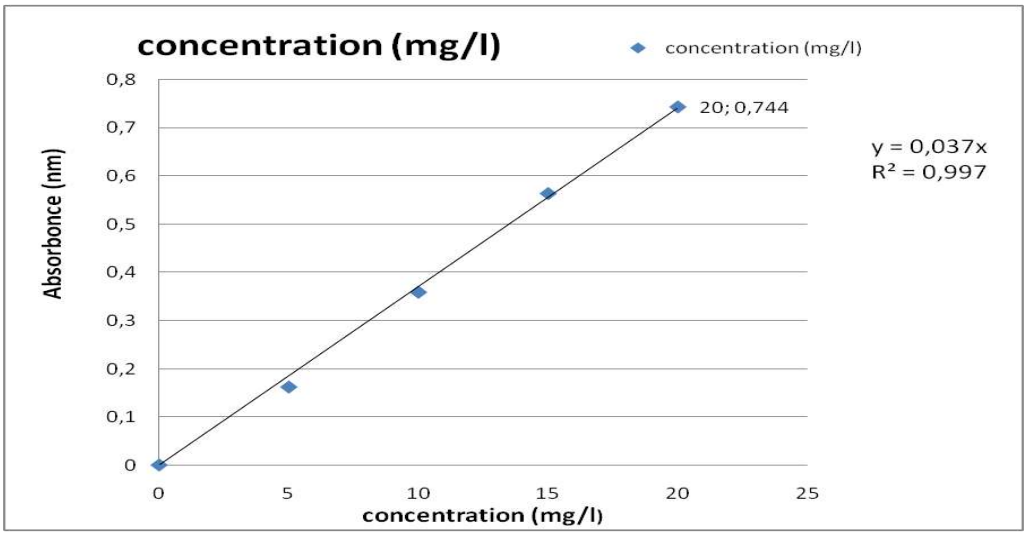


Figure (II.20) :La Courbe d'étalonnage de metrixone.

La régression linéaire a donné A=0037 C avec un coefficient de corrélation R^2=0.997 ce représente un très bon ajustement linéaire. Cette équation est utilisé pour calculer les concentrations inconnues.

✓ **Pour lazer :**

la courbe d'étalonnage ce faire à partir des concentrations 0 ml/L a 0.20 ml/L.

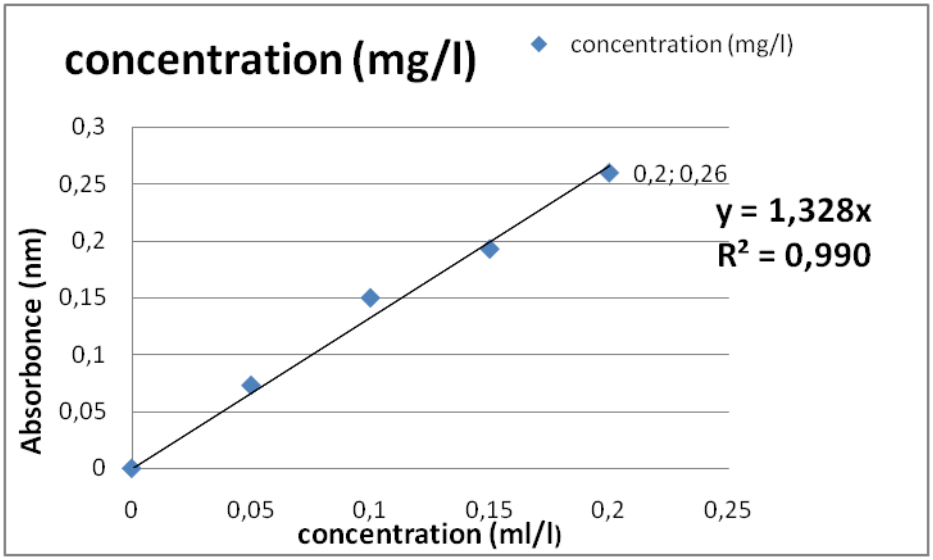


Figure (II.21) : courbe d'étalonnage du lazer .

L'équation de la droite donnant l'absorbance en fonction de la concentration du lazer est A=1.328 C avec un coefficient de corrélation R^2 =0.990 ce qui peut êtreconsidère comme bon ajustement linéaire, cette équation est utilisée pour calculer la concentration d'une solution donnée.

- ✓ **Pour l'insecticide mopistop** : c'est la même concentration avec la metrixone entre 0 mg/l et 20 mg/l.

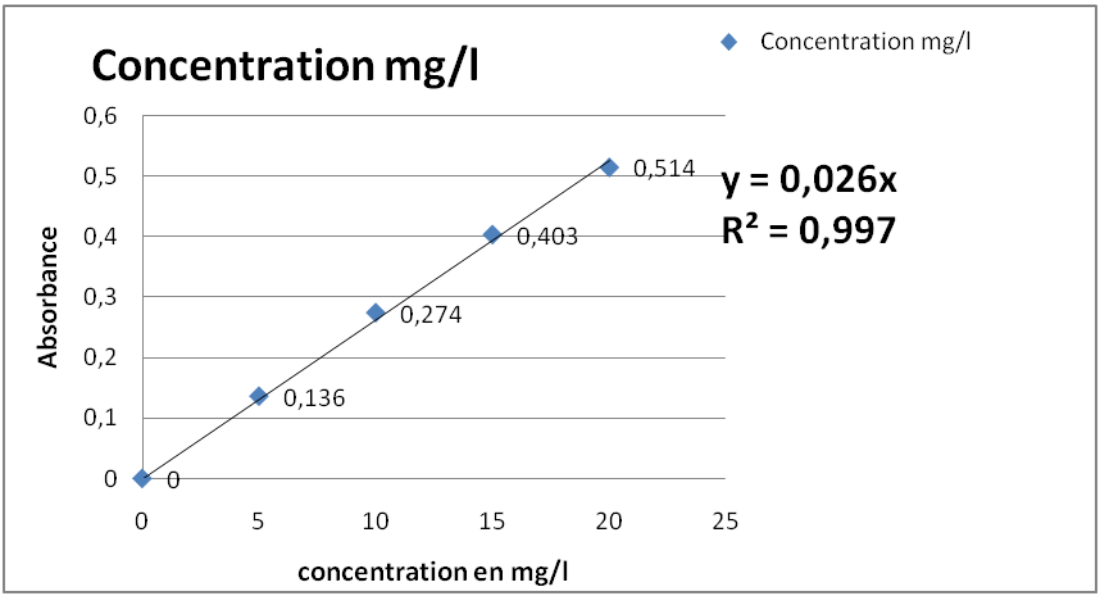


Figure (II.22) : courbe d'étalonnage du Mopistop

L'équation droite A= 0.026 C avec R^2 =0.997 représente un bon ajustement linéaire, Après l'adsorption, on mesure l'absorbance de la solution, et à partir de la courbe d'étalonnage, on détermine sa concentration. Au cours de l'analyse des solutions absorbée par charbon actif, si l'absorbance mesurée se trouve hors de l'intervalle de linéarité, on effectue des dilutions.

2.6. Procédure expérimentale :

Les expériences sont réalisées dans des béchers de capacité 1000 ml. Pour chaque essai, la solution mères de chaque pesticide additionnée d'une certaine masse de charbon actif pose par balance électronique représente dans la figure (II.23) et agitée de manière permanente par une agitation magnétique avec d'un agitateur multiposte, et des fois par le Jar- test figure (II.24).

Apres un certains temps de contact les solutions sont mises au repos, des échantillons prélevés filtrés par papier filtre à 45 µm de porosité, et analysées par la suite par UV.



Figure II.23 : balance électronique utilise dans cette étude.

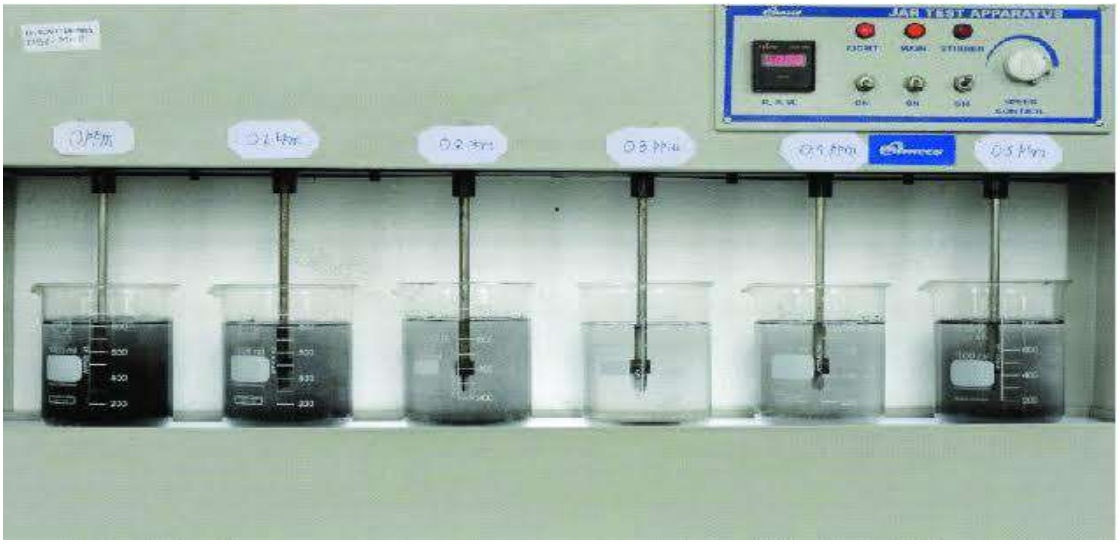


Figure II.24 : Jar- test en cours de l'expérience.

2.7. Etude paramétrique de l'adsorption :

L'étude paramétrique du chacun pesticides en solution sur une surface de l'adsorbant .est un équilibre réactionnel dont le rendement est réalisé dans l'objet de déterminer les conditions opératoires requises pour la fixation maximale de l'adsorbât. Les paramètres étudiés à optimiser dans cette étude sont :

- ✓ Influence du temps de contact entre la solution et le charbon actif par (heure).
- ✓ Effet de la masse de L'adsorbant (g/L).
- ✓ Effet de la concentration initiale C_0 des trois pesticides dans la solution (mg/L).

- ✓ Effet du pH de la solution.

Pour obtenir les résultats de ces paramètres nous avons déterminé le rendement de l'élimination par l'équation suivante :

$$\boldsymbol{R = \frac{(C0 - Ct)}{C0} * 100} \qquad \textbf{(II.5)}$$

Avec :

R : Rendement de l'élimination des pesticides (%).

Ct : Concentration résiduelle des pesticides à l'instant t (mg/l).

C_0 : Concentration initiale des pesticides.

2.7.1. Effet du temps de contact :

Le temps d'équilibre est l'un des facteurs les plus importants dans l'adsorption dans les systèmes du traitement des pesticides, pour cela, nous avons déterminé la quantité du pesticides adsorbé à différents intervalles de temps.

L'étude a été réalisé dans la gamme [1, 2, 3, 4, 5, 6 heure], Les conditions fixées pour l'étude de ce paramètre sont: volume de solution 1L mis en contact avec une masse de CA = 0.1g, et concentration des pesticides 20mg/L pour metrixone, et vitesse d'agitation fixe pour toutes les expériences= 500 tr/min, pH de la solution, et température ambiante moyenne de 25°C.

Le même protocole à faire pour les autres pesticides à des concentrations différentes : 0.20 ml/L pour lazer et 20 mg/L pour mopistop.

2.7.2. Effet de la quantité de charbon actif :

L'influence de la masse de l'adsorbant a été étudiée dans l'intervalle 0.01, 0.05, 0.1, 0.5, 1g. Les conditions opératoires fixées pour l'étude de l'influence de la quantité de charbon actif sur l'adsorption des pesticides sur CA sont : volume de solution = 1l, concentration des pesticides metrixone et mopistop =20 mg, Pour lazer de concentration 0.2 ml/L. temps de contact c'est l'optimal de l'expérience précédente, vitesse d'agitation = 500 tr/min, pH initial de la solution, Et température ambiante moyenne de 25°C.

2.7.3.Effet de la concentration initiale des pesticides :

Pour étudier l'influence de la concentration de ces polluants dans l'eau nous avons choisis des différentes concentrations.

Les paramètres fixée pour les trois pesticides sont : un litre de solution, pH de solution reste constante et la vitesse d'agitation =500tour/min.

1. le metribuzine : a l'intervalle de concentration [1, 4, 10, 15, 20 mg], pour un masse de charbon actif et un temps de contact fixes.

2.lazer : gamme de concentration [0.05, 0.08, 0.1, 0.15, 0.20 ml],

3. mopistop : même Dispositif de travail avec metrixone à gamme [1, 4, 10, 15 ,20 mg/l], et un temps de contact connu.

2.7.4. Effet du pH :

Le pH est un paramètre essentiel à prendre en compte dans les processus de l'adsorption. du fait qu'il peut influencer à la fois sur la structure d'adsorbant et d'adsorbât ainsi que le mécanisme d'adsorption. Dans cette étude, nous allons étudier l'efficacité d'adsorption des trois pesticides en variant le pH entre (4, 6, 7, 9 et 10) à l'aide d'une solution d'acide chlorhydrique HCl (0,1N) ou de soude NaOH (0,1N). Les paramètres maintenus constants sont : vitesse d'agitation = 500 tour/min et température ambiante. Les autres conditions sont déterminées précédemment pour chacun pesticide.

Les pH acide et basique sont obtenus, l'un par addition d'une solution d'acide chlorhydrique et l'autre par ajout d'une solution de soude caustique.

En mesuré les valeurs de pH avec L'Appareille de ph mètre montré dans la figure (II.25).



Figure II.25 : de Ph mètre utilise dans ce travail.

2.8. Isotherme d'adsorption des pesticides :

De plusieurs modèles mathématiques permettant de représenter les isothermes ont été développées. Ceux dont l'utilisation est la plus répandue sont les modèles de Langmuir et de Freundlich car leur expression mathématique est simple et applicable ils permettent de représenter correctement les isothermes d'équilibre d'adsorption en phase aqueuse dans la majorité des cas.

L'isotherme d'adsorption, caractéristique de l'équilibre thermodynamique entre le charbon actif et les pesticides, s'obtient à partir d'expériences en batch ou l'on mesure la concentration stabilisée de l'adsorbat restant en phase fluide après adsorption. La quantité d'adsorbat présente sur l'adsorbant qe (exprimée en mg/g d'adsorbant) en fonction de la quantité d'adsorbat restant en solution Céq (exprimé en mg/L) est calculée à l'aide du bilan matière suivant :

$$qe= [(Co-Céq) /m.1000].V \qquad \text{(II.6)}$$

Avec :

Co : concentration initiale des pesticides (mg/L).

Céq : concentration à l'équilibre des pesticides (mg/L).

V: volume des adsorbats (mL).

m: masse de charbon active (g).

Le temps, la dose d'adsorbant, le pH et la température optimaux ont été choisis pour établir l'isotherme d'adsorption du metrixone , lazer et Mopistop .1000 ml des solutions de concentrations initiales allant de 1 à 20 mg /L de metrixone et mopistop, et un gamme de concentrations 0.05 a 0.20 ml/L pour le pesticide lazer ,ont été mélangés avec l'adsorbant. Le tout est agité pendant un temps déterminé préalablement, puis filtré et analysé par le spectrophotomètre UV-visible.

2.9. Modèle de Langmuir et Modèle de Freundlich :

Après l'établir l'isotherme d'adsorption et a partir les donnée que nous avons trouvé, nous appliquons les équations (I.1) de Langmuir et (I.2) de Freundlich, puis la représentation graphique de chaque modèle pour les trois pesticides.

Chapitre III :

Résultat
Et
Discussion

1. Etude de l'élimination des pesticides :

Elle comportera essentiellement la détermination des temps d'équilibre d'élimination et les isothermes d'adsorption des trois polluants par le charbon actif commercial.

1.1. Tests d'adsorption :

1.1.2. Détermination du temps d'équilibre :

Dans le but de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption, des volumes de 1 L prélevés de la solution concernée de concentrations connues choisies pour le metrixone et le lazer et mopistop sont mélangée avec 0 ,1 g d'adsorbant à température constante. L'ensemble est agité à des temps d'agitation allant d'une heure à 6 heures.

Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux(III.11), (III.12) et (III.13). Suivi des figures (III.26), (III.27) et (III.28).

Tableau III.11 : étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de metrixone (c=20mg/l).

Temps(h)	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux élimination %
1	0.173	4.67	76.60
2	0.137	3.70	81.48
3	0.112	3.02	84.86
4	0.102	2.75	86.21
5	0.068	1.83	90.81
6	0.051	1.67	91.60

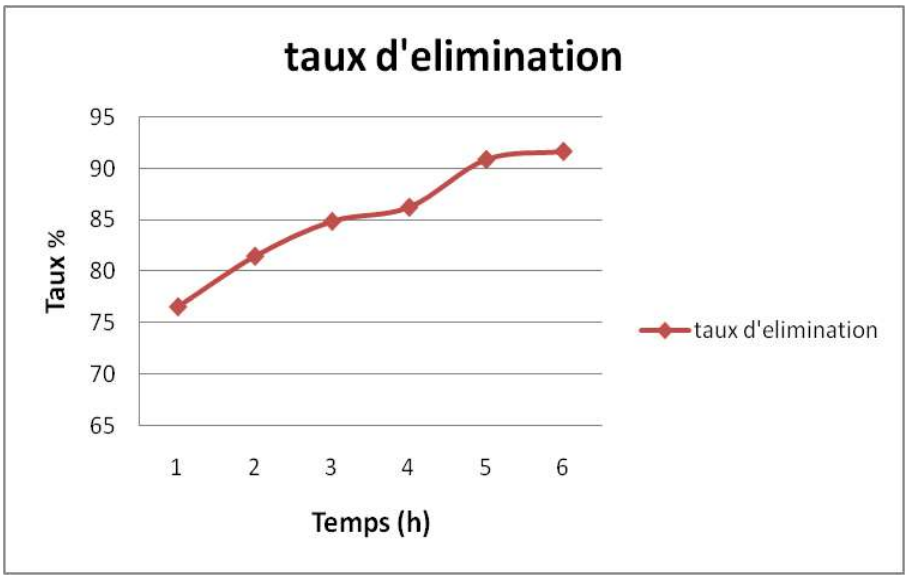


Figure III.26 : Effet du temps sur l'adsorption du metrixone. (c=20mg/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min)

On constate d'après la figure III.26 que le taux d'élimination du metrixone pour le charbon actif CAP augmente avec le temps jusqu'à obtention d'un palier de saturation correspondant à un temps de cinq heures, où ce pourcentage ne change plus. Toutes les expériences d'adsorption seront faites pour un temps de contact adsorbant adsorbat de cinq heures, temps supposé suffisant pour ce système.

Tableau IV.12 : étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de lazer (c=0.20ml/l).

Temps(h)	ABS	C_{eq}(ml/l)	Taux d'élimination %
1	0.071	0.053	73.50
2	0.072	0.054	73
3	0.071	0.053	73.50
4	0.072	0.054	73
5	0.070	0.052	73.60
6	0.068	0.051	74.50

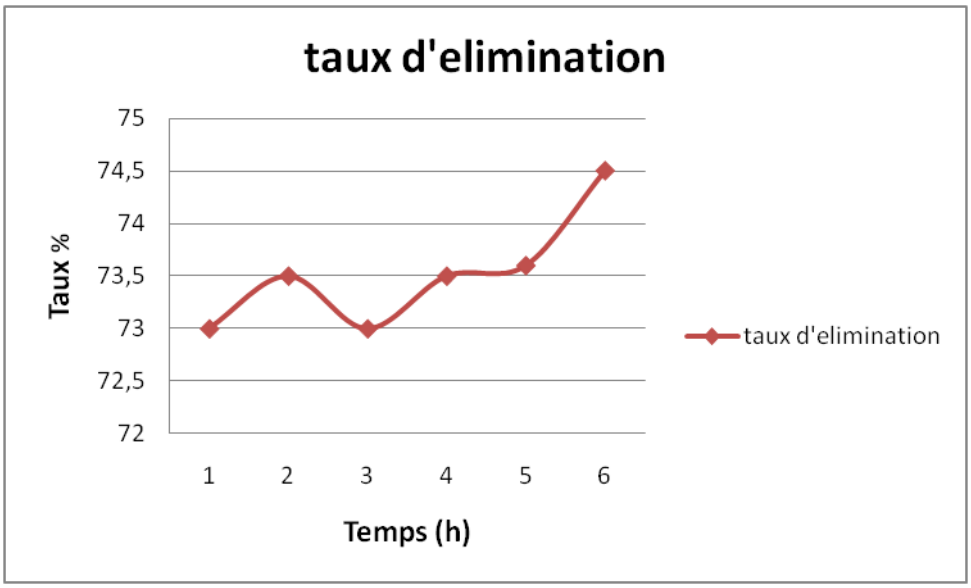


Figure III.27. Evolution du rendement d'élimination de lazer en fonction du temps de Contact. (c=0.20ml/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min)

D'après l'allure de la courbe nous n'avons constaté que le taux d'adsorption du lazer Utilisé est proportionnel avec le temps de contacte. En effet, nous avons conclue que le charbon actif à absorbée bien dans le premier heur, après l'adsorption par rapport le temps il reste constant avec un peu d'augmentation .pour cela, nous avons choisi que 1 heur comme le meilleur temps d'équilibre.

Toutes les expériences d'adsorption seront faites pour un temps de contact adsorbant adsorbat d'une heure, temps supposé suffisant pour ce système.

Tableau III.13 : étude du temps d'équilibre sur l'adsorption de mopistop (c=20mg/l).

Temps(h)	ABS	C_{eq}(ml/l)	Taux d'élimination %
1	0.076	2.92	85.38
2	0.071	2.73	86.34
3	0.067	2.57	87.11
4	0.066	2.53	87.30
5	0.066	2.53	87.30
6	0.065	2.50	87.50

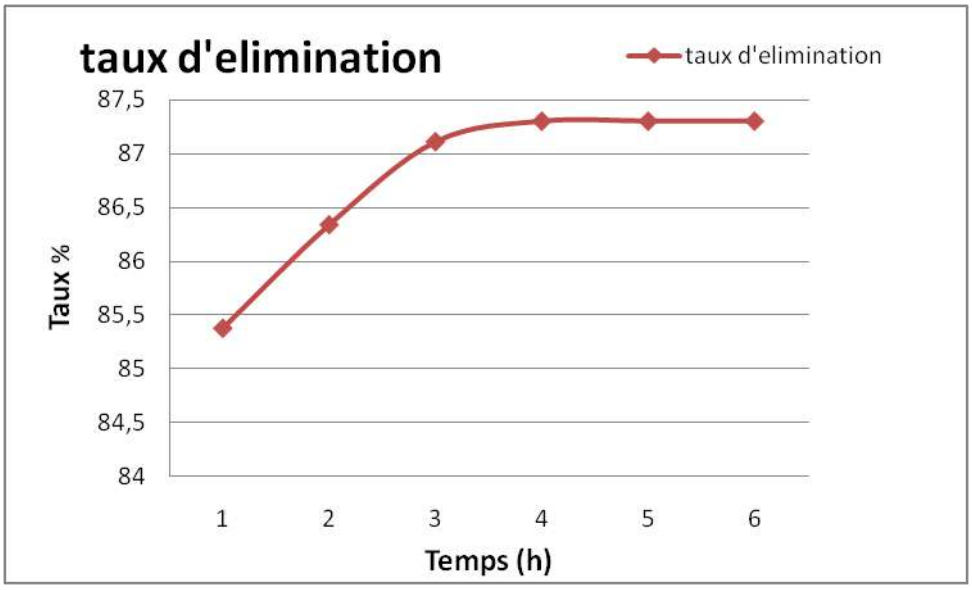


Figure III.28. Evolution du rendement d'élimination de mopistop en fonction du temps de Contact. (c=20mg/L, m=0.1g /L, N=500 tour/min).

On constate d'après la Figure III.28 que le taux d'élimination du mopistop augmente avec le temps jusqu'à obtention d'un palier de saturation correspondant à un temps de trois heures où ce pourcentage ne change plus à 87.30%. Dans Toutes les expériences d'adsorption seront faites pour un temps d'équilibre de trois heures.

1.1.3. Etude de L'influence de la concentration de l'adsorbant sur l'adsorption :

Dans le but d'étudier l'influence de la dose de l'adsorbant sur la capacité d'adsorption, nous avons suivi les étapes suivantes : dans une série de béchers contient 1L de la solution de concentration connue de metrixone ,lazer et mopistop ont été mélangé et agité respectivement avec 0,01 ; 0,05 ; 0,1 ; 0,5 et 1 g d'adsorbant. L'ensemble est agité pendant le temps de contact déterminé précédemment. Les résultats sont représentés dans les tableaux (III.14), (III.15) et (III.16) après donne graphiquement dans les figures (III.29), (III.30) et (III.31).

Tableau (III.14) :l'influence de la masse d'adsorbant sur l'adsorption de metrixone**.**

Masse de CAP (g)	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux d'élimination %
0.01	0.579	15.64	21.75
0.05	0.365	9.86	50.67
0.1	0.160	4.32	78.37
0.5	0.068	1.83	90.81
1	0.065	1.75	91.12

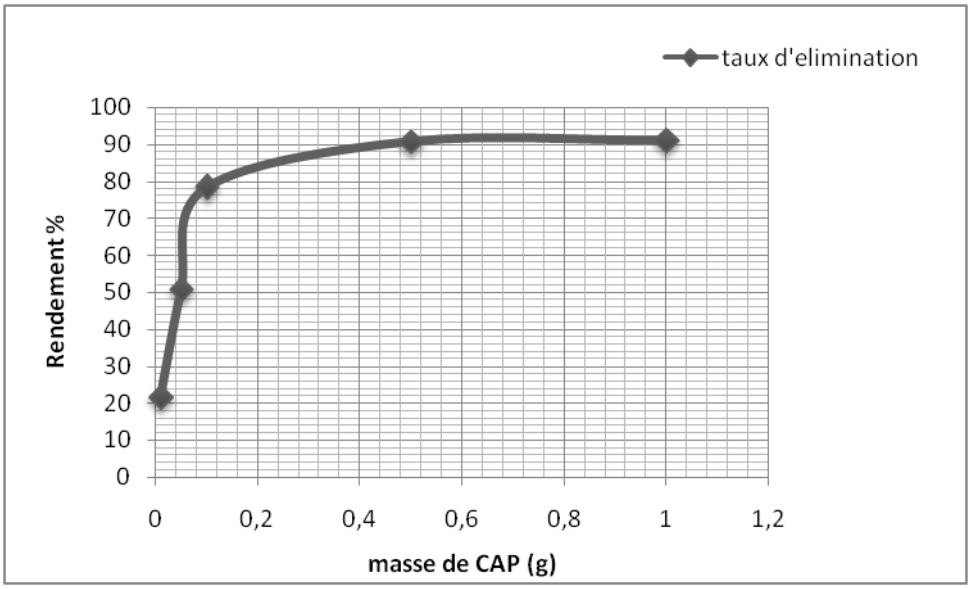


Figure (III.29) : Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de Metrixone. (N= 500 tr/min ; t =5 h ; c= 20 mg/l).

ùLa figure(III.29) montre qu'une augmentation de la concentration de l'adsorbant cause une diminution de la concentration du metrixone dans la solution donc une augmentation du taux d'élimination de l'adsorbat et que l'adsorption est maximale pour une dose de l'adsorbant de 0.5 g/L pour toutes les substances étudiées, par conséquent nous allons prendre cette dose pour toutes les expériences d'adsorptions.

Tableau (III.15) :l'influence de la masse de CAP sur l'adsorption de LAZER**.**

Masse de CAP (g)	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux d'élimination %
0.01	0.237	0.17	10.76
0.05	0.235	0.17	11.52
0.1	0.210	0.15	20.93
0.5	0.61	0.04	77
1	0.038	0.02	85.69

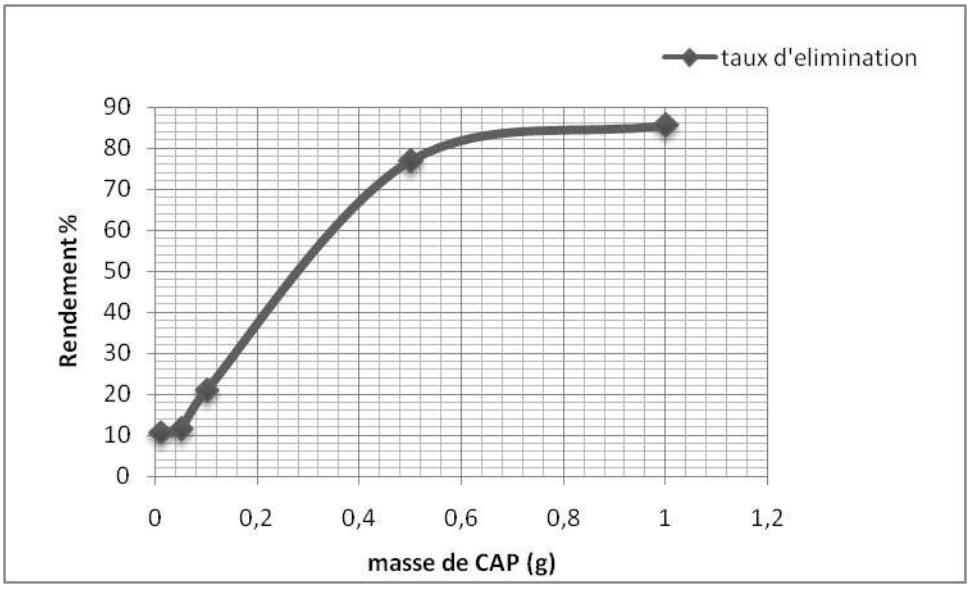


Figure (III.30) : Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de Lazer. (N= 500 tr/min ; t =1 h ; c= 0.20 ml/l).

La **(figure III.30)** montre que le rendement d'élimination du pesticide lazer augmente avec l'augmentation de la masse de l'adsorbant. Le pourcentage d'élimination le plus élevé est de 1g/L .on travaille à cette valeur dans les autres paramètres d'adsorption.

Tableau (III.16) :l'influence de la dose de CAP sur l'adsorption de mopistop**.**

Masse de CAP (g)	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux d'élimination %
0.01	0.320	12.30	38.46
0.05	0.180	6.92	65.38
0.1	0.077	2.96	85.19
0.5	0.050	1.92	90.38
1	0.052	2	90

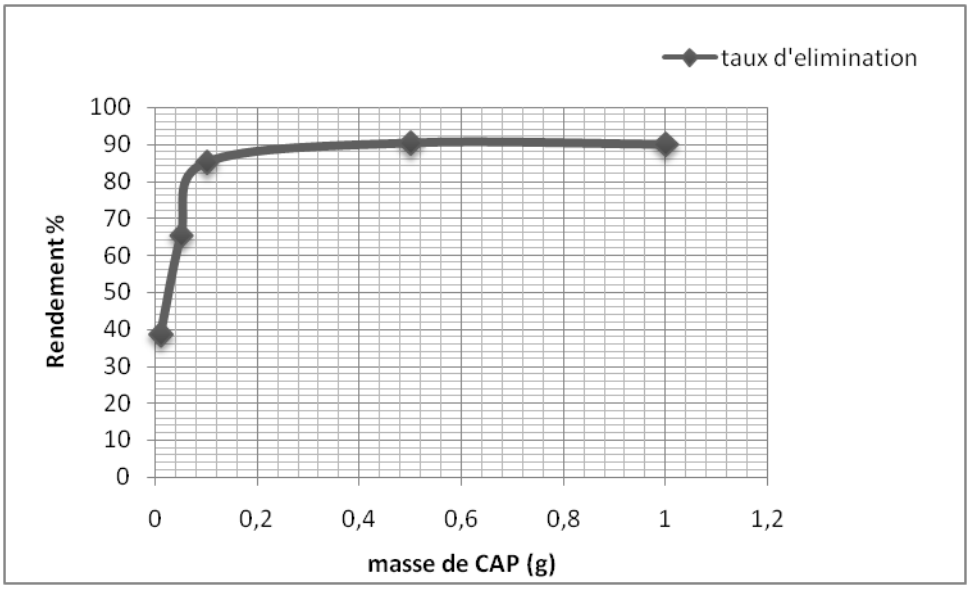


Figure (III.31) : Effet de la masse de l'adsorbant sur le rendement d'élimination de mopistop. (N= 500 tr/min ; t =3 h ; c= 20 mg/l).

La **(figure III.31)** montre que le taux d'élimination augmente avec l'augmentation de la masse du charbon actif en poudre, le rendement optimal de l'adsorption 90.38 % donné par une masse d'adsorbant de 0.5g/l.

On distingue que les trois pesticides à une masse d'adsorbant spécifique que contrôle sur le rendement d'élimination, pour le metrixone et mopistop la masse de CAP=0.5g/l, Pour lazer la dose double à valeur de 1g/l, c'est peu adsorbée que les autres.

1.1.4. Effet de la concentration des pesticides :

L'impact de la concentration initiale de la solution a traité sur le rendement d'élimination des pesticides a été réalisé pour différentes concentrations à pH et température optimal pour les adsorbats. Les concentrations résiduelles ont été déterminées pour suivre l'évolution du rendement d'élimination en fonction de la concentration des pesticides.

Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux (III.17), (III.18) et (III.19) et les figures (III.32), (III.33) et (III.34).

Tableau III.17 : Représente l'effet de la concentration du metrixone

Concentration d'adsorbat	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux d'élimination %
1	0.002	0.05	99.72
4	0.008	0.21	98.91
10	0.011	0.29	98.51
15	0.015	0.40	97.97
20	0.042	1.13	94.32

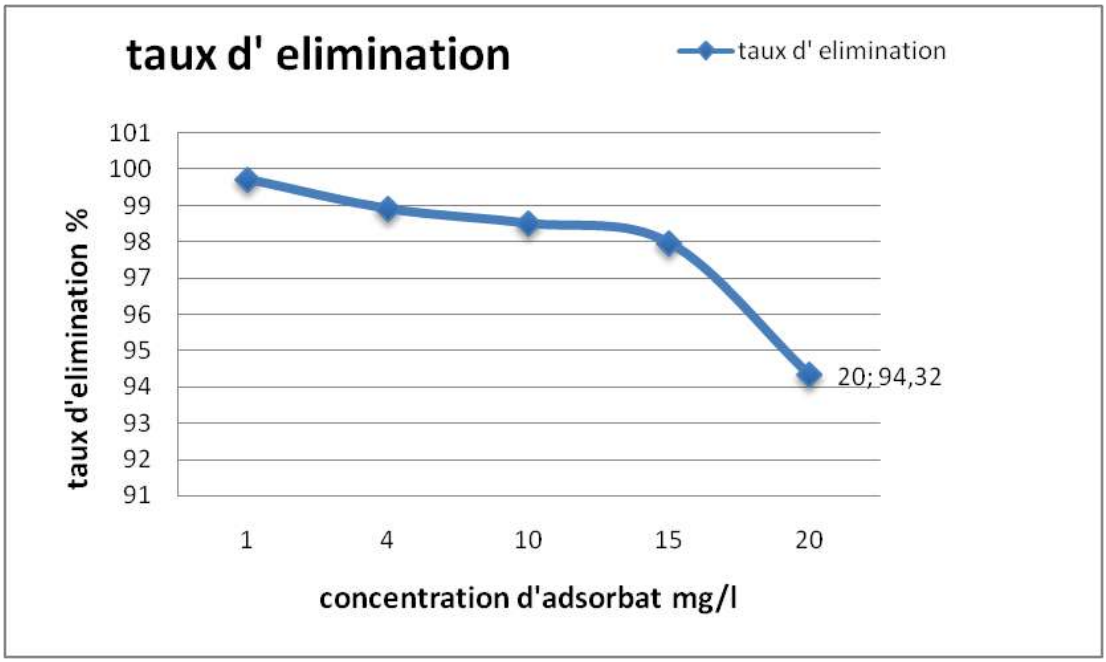


Figure (III.32) : Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De metrixone (m = 0.5 g/L ; t = 5h ; N= 500 tr/min).

En analysant ces résultats, nous avons remarqué que le rendement d'élimination diminue de 99.72 à 94.32% respectivement pour des concentrations de 1 à 20 mg/L. Le taux d'élimination est très important à faible concentration.

Tableau III.18 : Représente l'effet de la concentration du lazer

Concentration d'adsorbat	ABS	C_{eq}(ml/l)	Taux d'élimination %
0.05	0.059	0.044	77.78
0.08	0.080	0.060	69.87
0.1	0.081	0.061	69.50
0.15	0.085	0.064	68
0.20	0.090	0.067	66.11

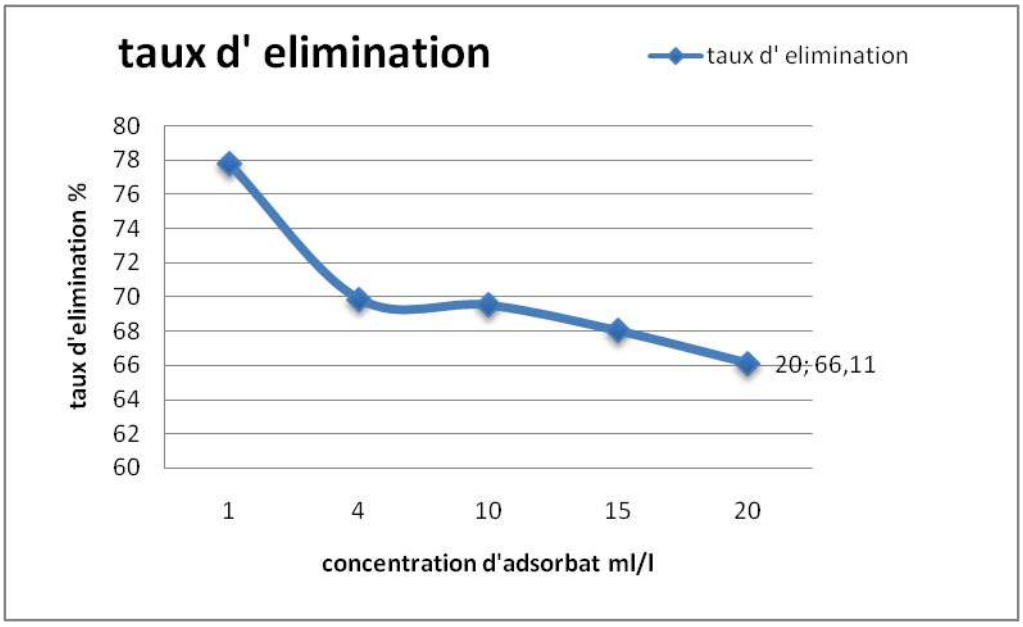


Figure (III.33) : Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De lazer (m = 1 g/L ; t = 1h ; N= 500 tr/min).

Apres la représentation graphique l'adsorption est maximale a la concentration d'adsorbat a valeur de 0.05 ml/l, le rendement d'élimination diminue que la concentration de lazer augmenté, ces pour ca la concentration de polluante influe sur le rondement d'adsorption.

Tableau III.19 : Représente l'effet de la concentration du mopistop

Concentration d'adsorbat	ABS	C_{eq}(mg/l)	Taux d'élimination %
1	0.004	0.15	99.23
4	0.011	0.42	97.88
10	0.25	0.96	95.19
15	0.032	1.23	93.84
20	0.062	2.38	88.07

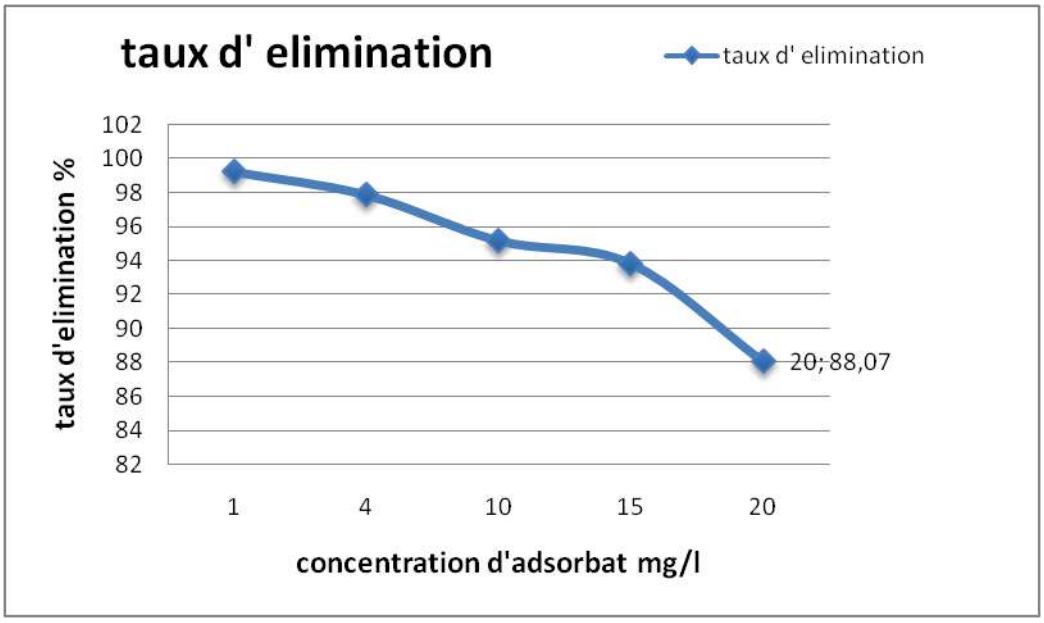


Figure (III.34) : Effet de la concentration sur le rendement d'élimination De mopistop (m = 0.5 g/L ; t = 3h ; N= 500 tr/min).

En analysant ces résultats, nous avons remarqué que le rendement d'élimination diminue de 99.23 à 88.07 % respectivement pour des concentrations de 1 à 20 mg/L. Le taux d'élimination est très important à faible concentration.

1.1.5 Etude de l'influence du pH de la solution sur l'adsorption :

La charge de surface des charbons peut être modifiée par le pH des solutions externes. Donc, ce paramètre doit être une variable importante qui affecte le processus d'adsorption. .Pour étudier L'influence du pH sur l'adsorption des pesticides (metrixon ,lazer ,mopistop) pour différents PH. Les résultats de la variation du taux d'adsorption sont rassemblés dans les

tableaux (III.20), (III.21) et (III.23), et représentés graphiquement dans les figures(III.35),(III.36)et (III.37).

Tableau III.20. Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du metrixone (C0=20mg/L).

Ph	ABS	C_{eq} (mg/l)	Taux d'élimination %
4	0.033	0.89	95.54
6	0.055	1.48	92.56
7	0.054	1.45	92.70
9	0.038	1.02	94.86
10	0.047	1.27	93.64

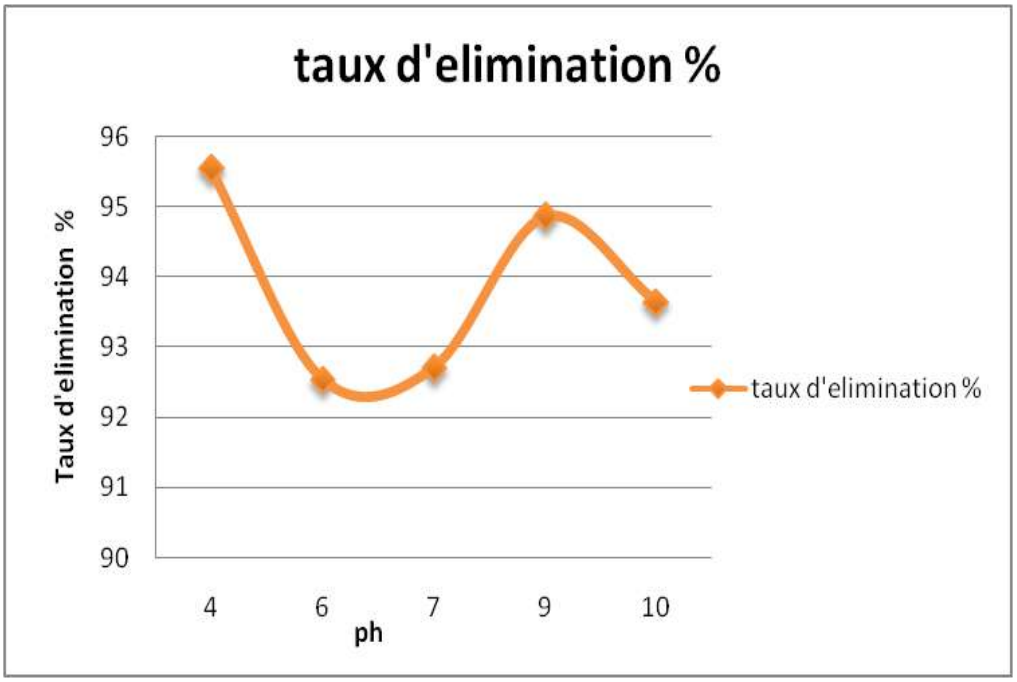


Figure III.35 : Effet du PH de la solution sur le rendement D'élimination du metrixone (m = 0.5g ; N = 500 tr/min ; C0 = 20 mg/L ; t =5h).

D'après les résultats consignés dans le tableau (III-20) et La figure (III.35), nous Constatons que le taux d'élimination des polluants sur CA varie entre 95 à un pH égale à 4 et 92 quand le pH est 7 tandis qu'il dépasse un peu les 94 pour cent quand la valeur du pH est égale à neuf .Donc en pratique il est préférable de travailler à un pH neutre pour ne pas gaspiller de réactifs(acides et bases)

Tableau III.21. Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du lazer (C0=0.20ml/L).

Ph	ABS	C_{eq} (mg/l)	Taux d'élimination %
4	0.037	0.027	86
6	0.069	0.052	74
7	0.135	0.1	49.17
9	0.096	0.083	58.50
10	0.095	0.072	63.85

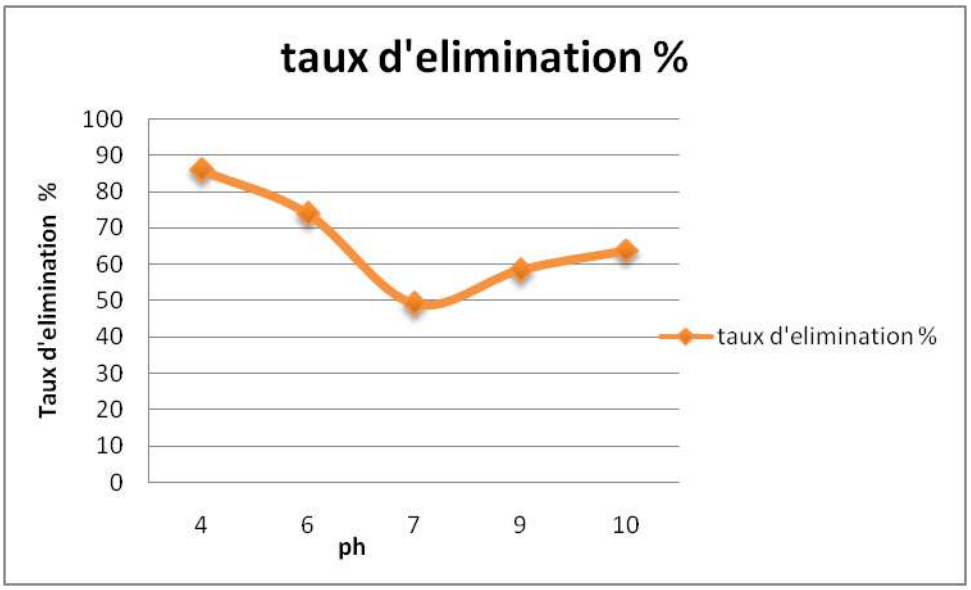


Figure III.36 : Effet du PH de la solution sur le rendement D'élimination du LAZER (m = 1g ; N = 500 tr/min ; C0 = 0.20 ml/L ; t =1h et T = constant).

Apres la représentation graphique l'adsorption est maximale à la valeur de ph = 4.0 Et nous remarquons que le taux d'élimination de lazer sur CA est beaucoup plus important aux pH acides. Il augmente de manière notable avec la diminution du pH. Pour une masse de CA = 1 g/l, le rendement de l'adsorption passe de 86 à 49.17% de ph=7 après il fait un peu augmentation a ph basique égale 10 a valeur de 63.85%

Tableau III.22 : Influence de pH de la solution initiale sur l'adsorption du mopistop (C0=20mg/L).

Ph	ABS	C_{eq} (mg/l)	Taux d'élimination %
4	0.041	1.57	92.15
6	0.031	1.19	94.05
7	0.046	1.76	91.20
9	0.056	2.15	89.25
10	0.071	2.73	86.35

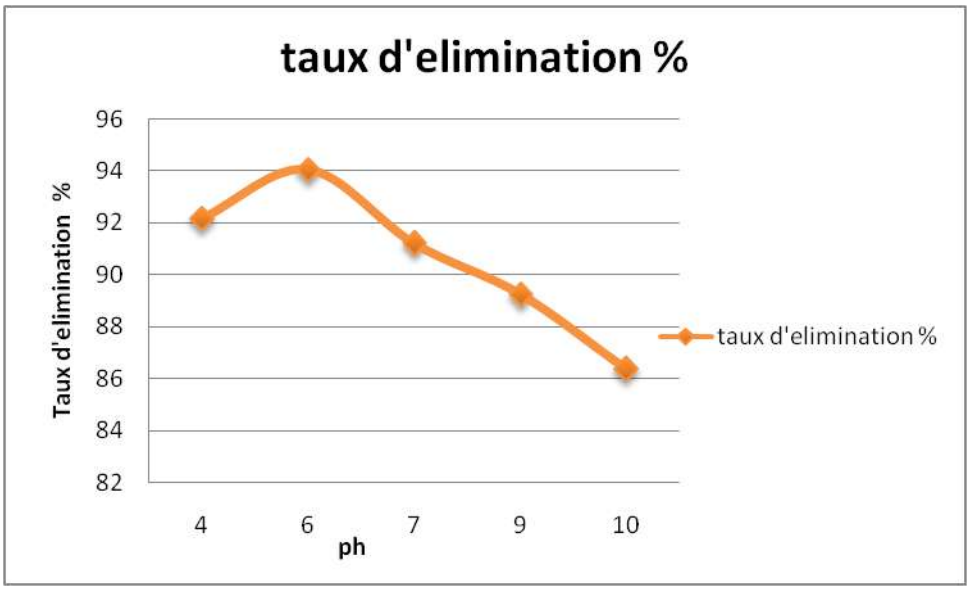


Figure III.37 : L'influence du PH de la solution sur le rendement D'élimination du mopistop (m = 0.5g ; N = 500 tr/min ; C0 = 20 mg/L ; t =5h et T = constant).

En analysant ces résultats, nous avons remarqué que le rendement d'élimination diminue de 94 à 86 % respectivement pour des ph de 6 à 10. Le taux d'élimination est très important à faible ph de ce polluant, il augmente de manière notable avec la diminution du pH. Le rendement le plus important est obtenu à pH = 6,0.

nous pouvons constater que les meilleurs rendements d'élimination sont obtenus dans des milieux acides. Le pH du milieu de dilution conditionne le taux de la protonation des composés. La modification de la charge ionique de la surface du charbon est liée à la valeur du pH du milieu.

Selon Baudu et al [74], le charbon actif possède un potentiel zêta négatif dans les pH acides (potentiel zêta= -20 mV environ à pH égal à 5,5). Il existe à la surface de ce charbon des groupements fonctionnels ionisés induisant une charge négative augmentant avec le pH basique. De même, les groupes polaires carboxyles et amines et les atomes d'azotes des cycles des bases puriques et pyrimidiques sont aptes à établir des liaisons hydrogènes. A pH basique la diminution du rendement d'élimination de chaque base azotée est due probablement aux forces électrostatiques de répulsion entre l'adsorbant et l'adsorbat.

2. Modélisation d'adsorption :

2.1. Modélisation des résultats d'adsorption des pesticides sur le charbon actif à température ambiante :

Le (Tableau III.23) récapitule les résultats d'adsorption de pesticides metrixone Contenus à concentration de 20 mg/l. L'adsorption est effectuée à température ambiante (18 ±2°C).

La modélisation de ces résultats montre que la variation du rapport X/m en fonction de la concentration à l'équilibre donne une courbe (figure III.38) qui est presque concave ce qui la rend compatible avec L'isotherme de type II pure (surface externe) représente l'adsorption en multicouche des molécules.

D'après le (Tableau III.23) on observe une diminution de la capacité de matériau adsorbant.

La comparaison des paramètres réactionnels apparaissant dans les figures (figure III.39) et (figure III.40) représentant les modèles de Langmuir et de Freundlich, nous donne une estimation de la compatibilité de l'isotherme d'adsorption de herbicide metrixone avec ces modèles.

Les paramètres équationnels des deux modèles ainsi que le coefficient de corrélation R2 sont rassemblés dans le (Tableau III.24). La capacité maximale d'adsorption selon le modèle.

Nous avons applique la même modélisation sur le insecticide lazer à une concentration de 0.20 ml/l et mopistop à une concentration de 20 mg/l .

A. Isotherme d'adsorption de metrixone :

Tableau III.23 : Résultats d'adsorption sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 5h.

Masse de charbon (g)	C_0 (mg/l)	C_e mg/l	T%	X/m (mg/g)	1/X/m (g/mg)	$1/C_e$ (l/mg)	Log(X/m)	Log C_e
0.01	20	15.64	21.75	436	0.002	0.063	2.63	1.19
0.05	20	9.86	50.67	202.8	0.004	0.101	2.30	0.99
0.1	20	4.32	78.37	156.8	0.006	0.231	2.19	0.63
0.5	20	1.83	90.81	36.34	0.027	0.546	1.56	0.26
1	20	1.75	91.25	18.25	0.054	0.571	1.26	0.24

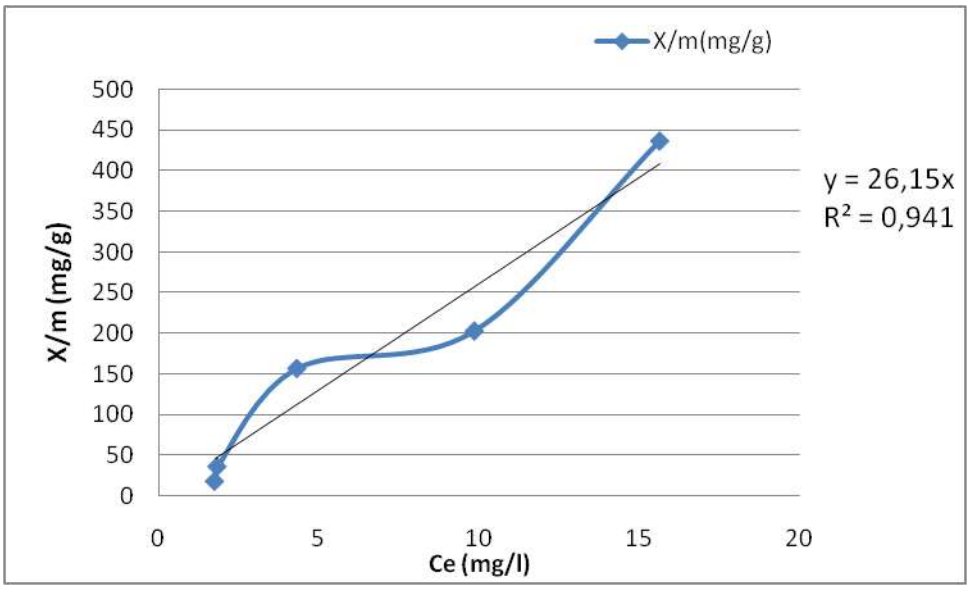


Figure III.38 : Isotherme d'adsorption de metrixone sur charbon actif C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph =4 Et température =18C°

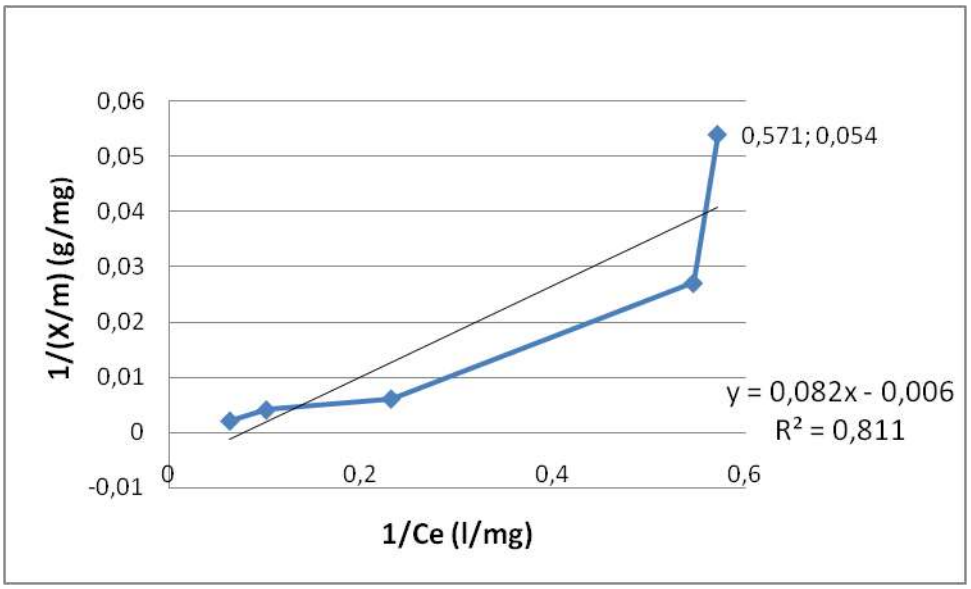


Figure III.39 : Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de Metrixone par l'adsorbant CAP. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph = 4 et température =18C°

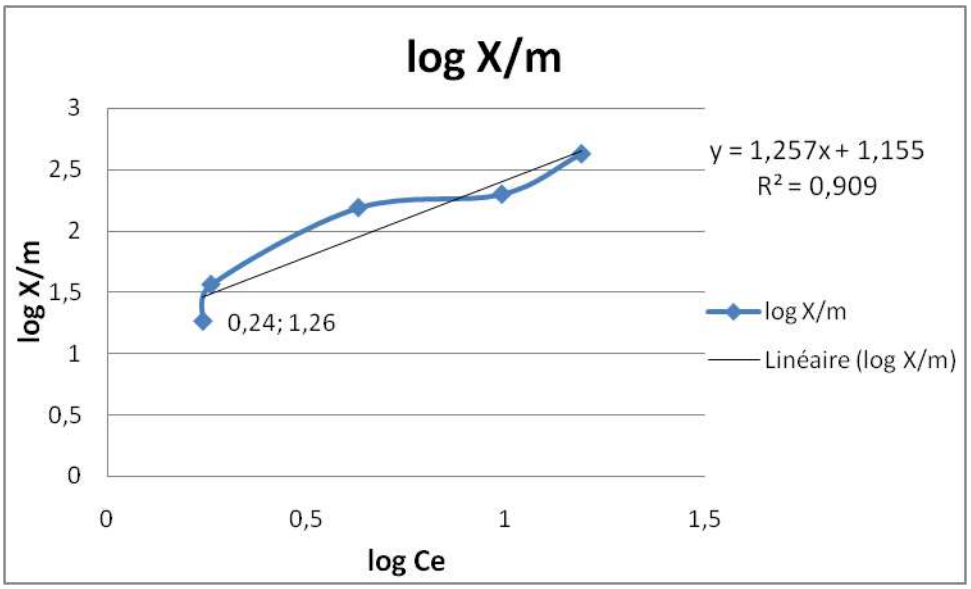


Figure III.40 : Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De metrixone sur charbon actif. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=5h, ph = 4 et température =18C°

Tableau III.24 : Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat metrixone sur CAP.

LANGMUIR			FRUNDLICH		
b (1/mg)	q_m(mg/g)	R^2	K_F	1/n	R^2
0.073	166.66	0.811	14.288	1.257	0.909
L'équation : y = 0.082x + 0.006			L'équation : y = 1.257x + 1.155		

Il est montré sur le tableau III.24 que cet isotherme obéit au modèle de Freundlich avec un Coefficient de corrélation satisfaisant par contre, le modèle de Langmuir n'est pas tout à fait l'isotherme qui traduirait le type d'adsorption du metrixone.

B. Isotherme d'adsorption de LAZER :

Tableau IV.25 : Résultats d'adsorption de LAZER sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 1h.

Masse de charbon (g)	**C_0 (ml/l)**	**C_e ml/l**	**T%**	**X/m (mg/g)**	**1/X/m (g/mg)**	**1/C_e (l/mg)**	**Log(X/m)**	**Log C_e**
0.01	0.20	0.17	10.76	3	0.333	5.882	0.47	-0.76
0.05	0.20	0.17	11.52	0.6	1.666	5.882	-0.22	-0.76
0.1	0.20	0.15	20.93	0.5	2	6.666	-0.30	-0.82
0.5	0.20	0.04	77	0.32	3.125	25	-0.49	-1.39
1	0.20	0.02	85.69	0.18	5.555	50	-0.74	-1.69

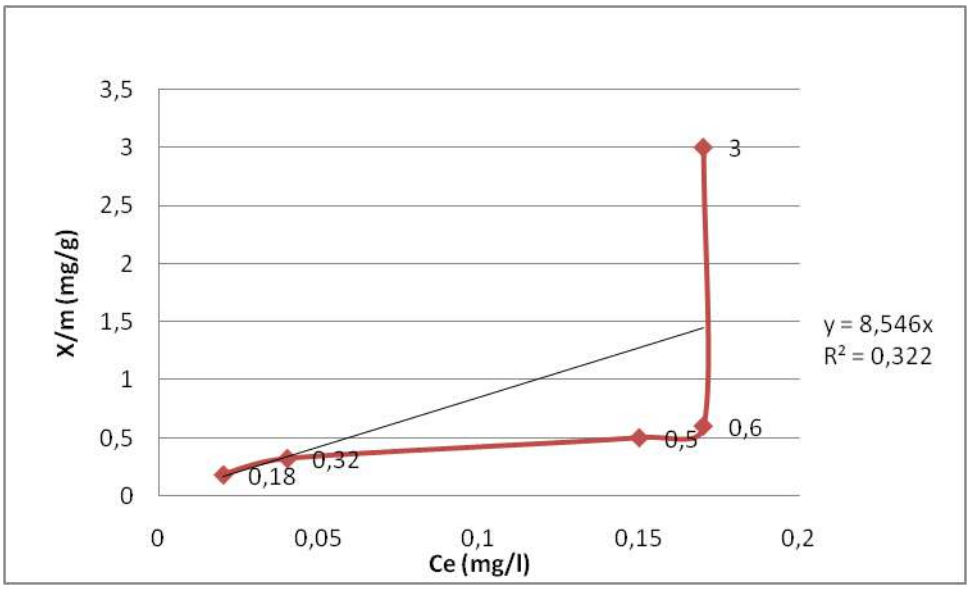


Figure III.41 : Isotherme d'adsorption de lazer sur charbon actif.
C=0.20ml/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph =4
Et température =18C°

L'adaptation du modèle de Langmuir et de Freundlich est représentée sur les figures III.42 et III.43 respectivement. Les résultats d'adsorption ont été traités à l'aide de la relation de Langmuir linéaire avec ces constantes q_m (L/mg) et b (mg/g) obtenues à partir des pentes et ordonnées à l'origine sur les figures ainsi que pour la relation linéaire de Freundlich avec ces constantes KF et 1/n.

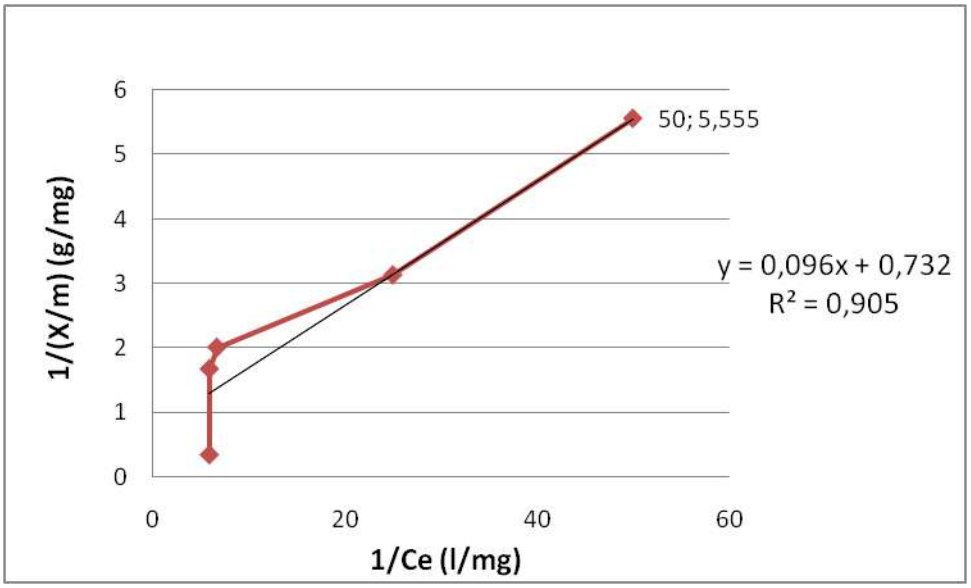


Figure III.42 : Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de LAZER par l'adsorbant CAP. C=0.20ml/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph = 4 et température =18C°

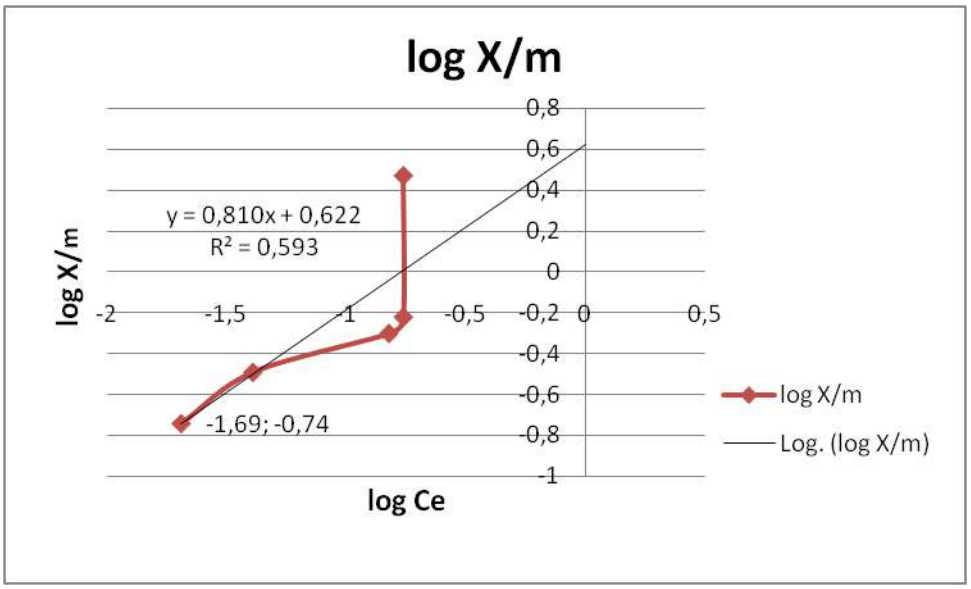


Figure III.43 : Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De lazer sur charbon actif. C=0.20ml/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=1h, ph = 4 et température =18C°

Tableau III.26 : Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat lazer sur CAP.

LANGMUIR			**FREUNDLICH**		
b (1/mg)	q_m (mg/g)	R^2	K_F	1/n	R^2
7.625	1.366	0.905	4.187	0.810	0.593
L'équation : y = 0.096x + 0.732			L'équation : y = 0.810x + 0.622		

Le tableau III.26 donne les équations des droites obtenues ainsi que les constantes de Langmuir et Freundlich. Le coefficient de corrélation pour la droite obtenue de 0,905 pour CAP indique que ce système est bien décrit par le modèle de Langmuir .Par contre le modèle de Freundlich à un bas de coefficient de corrélation à valeur égale R^2 =0.593.C'est pour ca ne suivent le modèle de Freundlich.

C. Isotherme d'adsorption de mopistop:

Tableau III.27 : Résultats d'adsorption de mopistop sur charbon actif température de travail (18 ± 2°C) Et temps de contact 3h.

Masse de charbon (g)	C_0 (mg/l)	C_e mg/l	T%	X/m (mg/g)	1/X/m (g/mg)	$1/C_e$ (l/mg)	Log(X/m)	Log C_e
0.01	20	12.30	38.46	770	0.001	0.081	2.88	1.08
0.05	20	6.92	65.38	261.6	0.003	0.144	2.41	0.84
0.1	20	2.96	85.19	170.4	0.005	0.337	2.23	0.47
0.5	20	1.92	90.38	36.16	0.027	0.520	1.55	0.28
1	20	2	90	18	0.055	0.500	1.25	0.30

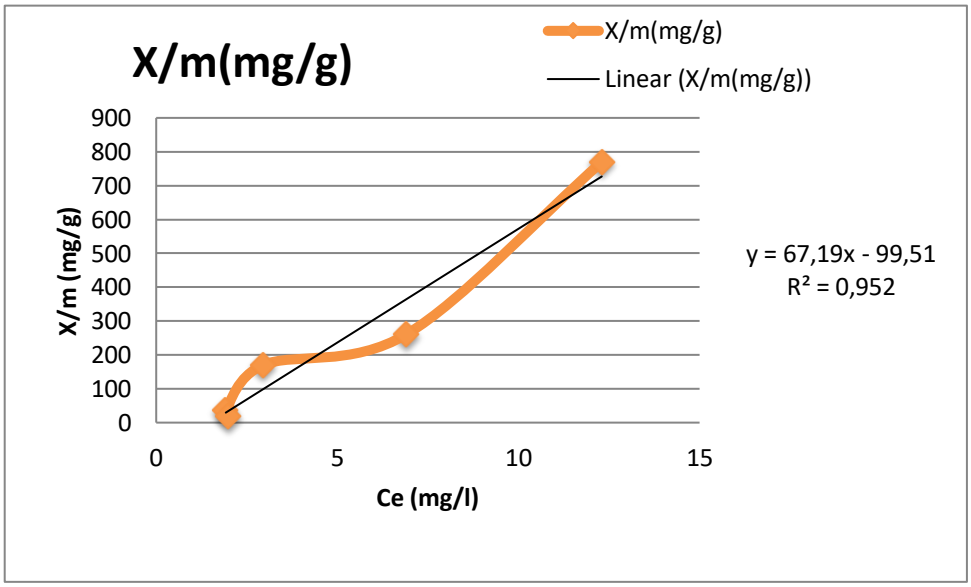


Figure III.44 : Isotherme d'adsorption de mopistop sur charbon actif.
C=20mgL, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph =6
Et température =18C°

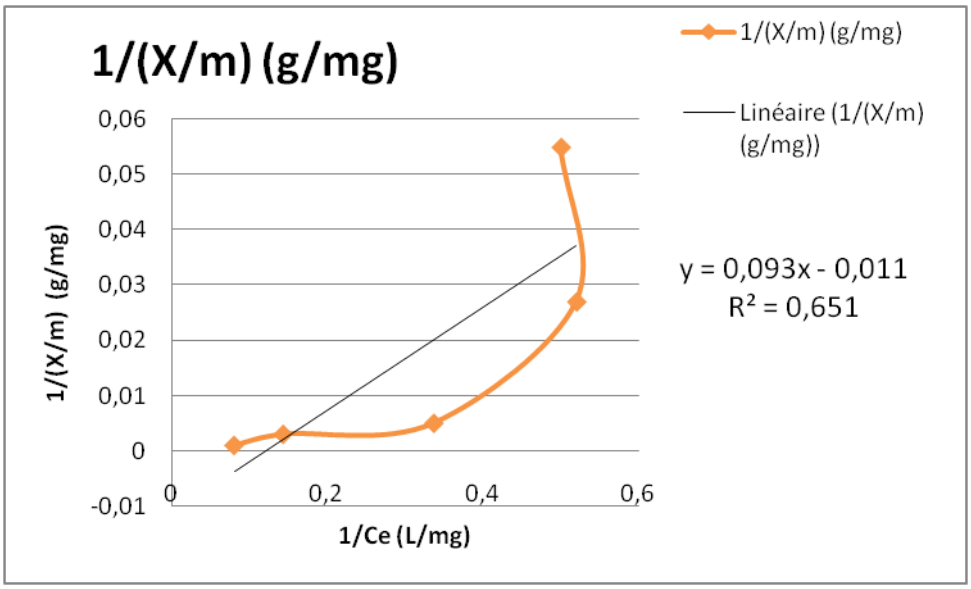


Figure III.45: Linéarisation du modèle de Langmuir appliquée à l'isotherme d'adsorption de mopistop par l'adsorbant CAP. C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph = 6 et température =18C°

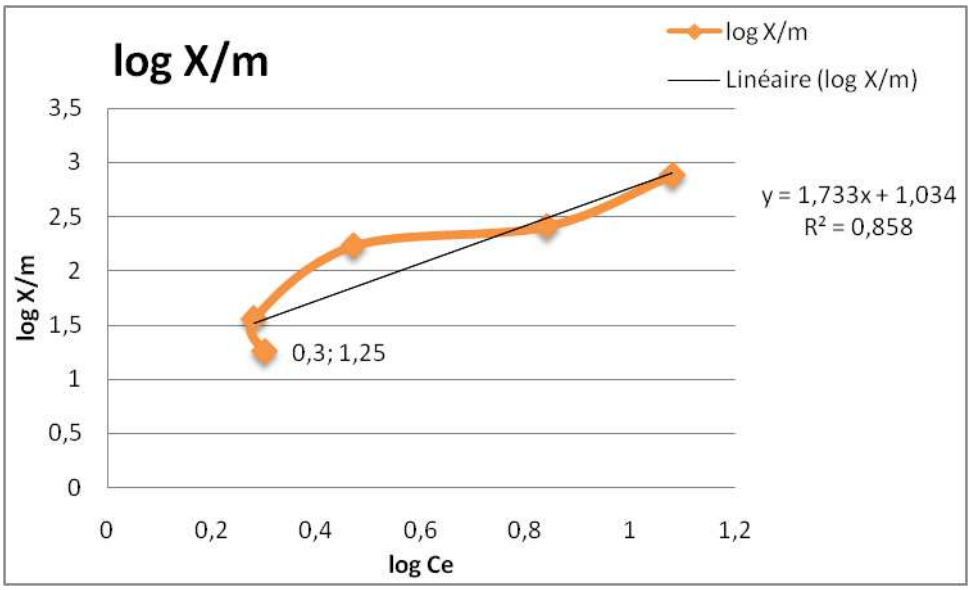


Figure III.44: Linéarisation du modèle de Freundlich appliquée à l'isotherme d'adsorption De mopistop sur charbon actif . C=20mg/L, V=1L, vitesse d'agitation =500tr/min, temps de contact=3h, ph = 6 et température =18C°

Tableau IV.28 : Paramètres équationnels des modèles de Freundlich et de Langmuir pour L'adsorption d'adsorbat mopistop sur CAP.

LANGMUIR			FRUNDLICH		
b (1/mg)	q_m (mg/g)	R^2	K_F	1/n	R^2
0.118	90.90	0.651	10.814	1.257	0.858
L'équation : y = 0.093x - 0.011			L'équation : y = 1.733x + 1.034		

Conclusion générale

Conclusion générale

Les pesticides ont connu un développement dans le monde entier surtout dans les pays développés, ainsi qu'au niveau national. Les pesticides les plus utilisés sont les insecticides, les fongicides et les herbicides. Chaque famille des pesticides contient plusieurs types, et l'agriculteur doit choisir le pesticide approprié selon la nature des plantes, des ravageurs et des maladies.

En réalité les pesticides sont utiles pour la protection des végétaux et l'augmentation du volume de la production, mais leurs risques, en tant que produits chimiques, dépassent leurs utilités, étant donné que ces derniers peuvent causer des maladies très graves pour les agriculteurs et les consommateurs, L'utilisation des pesticides est un risque majeur pour l'environnement, vu que l'application de ces derniers a contaminé les composantes de notre environnement, la faune et la flore, les eaux, le sol et l'atmosphère.

La présence de ces polluants (micropolluants) organiques dans l'eau et les exigences de la qualité de l'eau potable conduisent à des traitements plus poussés. L'élimination de ces produits nocifs est en général impossible avec les procèdes de traitements usuels. D'après l'étude de l'adsorption sur le charbon actif, nous avons constaté qu'il est possible de les utiliser comme adsorbants moins onéreux et très efficaces pour l'élimination des pesticides.

Les résultats obtenus lors de cette étude à l'échelle du laboratoire confirment la possibilité d'utiliser le charbon actif comme adsorbant pour l'élimination des micropolluants (pesticides) dans l'eau, par conséquences ils peuvent être utilisés dans le domaine de traitement des eaux.

Dans notre travail, nous nous sommes intéressées à l'étude de l'influence des différents paramètres opératoires liés au milieu et au système adsorbant / adsorbât sur le taux d'élimination des pesticides. Nous avons constaté que les paramètres expérimentaux tels que : la concentration initiale, la masse d'adsorbant, le temps de contact et le pH de la solution.

En testant l'efficacité d'adsorption de charbon actif vis-à-vis des trois types des pesticides étudiés nous avons trouvé que les meilleurs rendements ont été donnés par le metrixone (mitribuzine 70%) (95%) contenu à concentration initiale égale à 20mg/l dans un volume de 1000 ml de l'eau distillé, sur une masse de charbon actif équivalente à 0,5 g à pH 4. La vitesse d'agitation est de l'ordre de 500 tr/min tandis que le temps de contact vaut 5 heures.

et pour lazer (lambda-cyhalothrine 5% + pyrimicarbe 10%) à un rendement optimale égale (86%) obtenu pour une masse de 1 g d'adsorbant et une concentration initiale de 0.2 ml/l de lazer , ainsi que le ph 4 et temps de contact pondent 1 heur.

Conclusion générale

L'optimisation des paramètres opératoires nous a emmené à éliminer à 94.05% le mopistop (acétampride 20SP) ont été donnés par le concentration de 20ml/l et volume de 1 litre de solution , masse de charbon actif de 0.5g/l avec un ph égale 6. Tandis que le temps de contact vaut 3 heures.

Le rendement que nous avons trouve est bien par rapporte des autres études, ainsi que l'atrazine à un rendement de 77% après 4h de traitement, aussi le pesticides 2,4-D à donne un taux d'élimination de 80% et temps de contact égale 80min (voir la annexe B).

Une étude numérique dans le présent travail a reproduit les isothermes d'adsorption des Pesticides (metrixone ,lazer et mopistop) sur le charbon actif sous forme de poudre. Ces isothermes sont de "type II" et sont bien décrites par les modèles d'adsorption de Langmuir et Freundlich.

Références Bibliographiques

Références

[1]. Chbani chaimae . **M^{me}.M.BAKASSE** .memoire de fin étude de thème :(ELIMINATION DU PESTICIDE PARAQUATDANS L'EAU PAR ADSORPTIONSUR LE KAOLIN). UNIVERSITE CHOUAIB DOUKKALIFACULTE DESSCIENCESEL JADIDa Département de Chimie. 2018

[2]. LNE, *Les pesticides.* 2008: p. 15.

[3]. WETHE, J., *Volet Collecte et traitement des eaux usées*. 2iE (ex groupe EIER / ETSHER): Ouagadougou. p. 44. 2006.

[4]. journal d'information indépendant, Algérie –Eco .com

[5]. A Periquet, toxicologies des residus de pesticides. In R deracge(Ed), toxicologigie et securité des aliments. 1 er edition, technichnique, Documentation Paris 1986.

[6]. W.H.Lederer, R.D.Fensterheim Arsenic Industrial, biomedical, environmental perspectives. 1er edition ,Van Nostrond Reinbold, New York, 1983.

[7]. Mr oussama saadane l'impact des pesticides sur l'environnement et la santé humaine et méthode alternative université mohammed V de rabat faculté de médecine et de pharmacie rabat (Thèse de doctorat)

[8]. Casida JE, Bryant RJ. The ABCs of pesticide toxicology: amounts, biology, and chemistry. Toxicol Res (Camb). 2017;6(6):755-63.

[9]. S.Delisle,C;Delisle CD Sciences – Banque de texte scientifique , Banque de données sur les éléments,L"arsenic, CEDROM-SNC, Version 3.11, Outremont, 1993

[10]. Aida Kesraoui-Abdessalem. Dégradation des pesticides chlortoluron, carbofurane et bentazone en milieux aqueux par les procédés d'oxydation avancée. Chimie. Université Paris-Est; Université de Tunis El-Manar. Faculté des Sciences de Tunis (Tunisie), 2008. Français.

[11]. Douafer L, Evaluation de la pollution des sols de quelques biotopes de l'Est algérien par l'utilisation d'un bioindicateur, *Helixaspersa*(Mollusca, Gasteropoda): inventaire, activité enzymatique et composition physico-chimique du sol, (2010).

[12]. -Boland J, Koomzn I, Van Lidth J, Jeude DE, Oudejans J - les pesticides compositions, utilisation et risques.EditionAgrosdok. (2004)

[13] Piart J. Etude expérimentale des phénomènes de dégradation de certains insecticides organiques de synthèse. ORSTOM, Cahiers ORSTOM Volume 13, Numéro 1, série Biologie, 1978.

[14] .Piart J. Etude expérimentale des phénomènes de dégradation de certains insecticides organiques de synthèse. Cahiers ORSTOM Volume 13, Numéro 1, série Biologie, 1978.

[15]. Viel JF, Challier B, Pitard A, Pobel D - Brain Cancer Mortality among. (1998)

[16]. Cherin P, Voronska E, Fraoucen N, De Jaeger C - Toxicité aigüe des pesticides chez L'homme. Médecine et Longévité, 4(2): 68-74 ,(2012)

[17]. Capkin E, AltinokI, Karahan SWater quality and Fish size affect toxicity of endosulfan, an organochlorine pesticide, to rainbow trout. Chemosphere vol**64**, 1793-1800 (2006)

[18]. (C.T.Schomburg, D.E.Glotfelty pesticides occurrence and distribution in fog collected near Monterey, california, environ. Sci, tech., 25,155-160,1991.)

[19]. D.J.Gregor, W.D.Gummer evidence of atmospheric transport and deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Canadian artic snow. .Environ. SCI . tech., 23, 561-565,1989.

[20]. J.B.weber fate and behaviour of herbicides in soils. Appl. Plant sci., 5,2-3, 1991.

[21]. BerrahA (2011)- Etude sur les pesticides. Mémoire de Master Université de Tébessa Algérie

[22]. (M .Robert dégradation de la qualité des sols : risques pour la santé et l"environnement. Bulle. Acad. Natel. Med., 1, 21-42,1997.

[23]. R.A.Leonard mouvement of pesticides into surface waters. In H.H.Cheng (Ed), pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling. Soil science

[24].(webographie-3)

[25]. Mr.oussama SAADANE.universite mohammed v de rabat faculte de medecine et de pharmacie. These de docteur de pharmacie :(l'impact des pesticides sur l'environnement et la sante humaine et methodes alternatives).annee de 2018.p.34

[26]. (S.Paterson,D.Mackay, D.Tam,W.Y.Shiu uptake of organic chemicals by plants: a review of processes, correlations and model. Chemosphere, 21,297-331,1990)

[27]. A.W.Taylor ,W.F.Spencer volatilization and vapor transport processus. In H.H.cheng (Ed), pesticides in the soil environnement: processes, impact, and modeling. Soil science society Of America Book, Madison, 1990)

[28].(Atlas et Schauffler, 1990).

[30]. (D.E.Glotfelty,J.K.Seiber,L.A.Liljedahl pesticides in fog. Nature, 325,602-605,1987)

[31]. JM Gobat, M Aragno, W Matthey - Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols.2010

[32]. E.Topp,T.I.Scheuner, A.Zttar,F ;KORTE factors affecting the uptake of 14C labelled organic chemicals by from soil. Ecotox. Environ.salf.,11,219-229,1986 .

[33]. , these de doctorat, université luis pasteur, strasbourg, 1993

[34]. D.Soltner les bases de la productions végetale. 18 eme édition, sciences et techniques agricoles, Angers, 1990.

[35]. P.Frustorfer,R.J.Scheinder,.L.Weit,R.Niessner factors influencing the adsorption of atrazine on monmorillonitric and kaolintic clays. Sci. total environ., 138,317-328,1993

[36]. Sposito, 1989 dégradation de la qualité des sols : risques pour la santé et l‟environnement. Bull. Acad. Natl. Med., 1, 21-42.

[37]. Calvet et al., 2005: constituants et proprietés des sols T2. 2eme 2dition, Masson, Paris.

[38]. R.M.Johnson, J.T.Sims influence of surfaceand subsoil properties on herbicide sorption by atlantic coastal plain soil. Soil sci.,

[39]. R.J.Hance, F.Fuhr lysimeter studies of the fate of pesticides in the soil. The british crop protection council monographs series, farnham, 1992.

[40]. W.Klopffem photochemical degradation of pesticids and other chemicals in the environment: a critical assessment of the state of the art. Sci total environ., 103,145-159,1992.

[41]. S.Houot transformations biologique des produits à usage agricole (nitrates et pesticides) dans le sol et dans l‟eau : Modélisations

[42]. J.M.Bollag,S.Y.Liu biological transformation processes of pesticides. In H.H. cheng (Ed), pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling, soil science society of America book, Madison,1990.

[43]. L ;Detroux les prouits phytopharmaceutiques : leurs objectis et leurs impacts sur la qualté de la nourriture de l‟eau et de l‟environnement. Centre de recherche agronomique, Gembloux, 1996.

[44]. A.Walker simulation of herbicide persistence in soil. Testic. Sci., 5,41-49,1976.

[45]. Thèse de doctorat, université pierre et marie curie, paris, 1998.

[46]. (Dick, 1992 ; Hussain et al., 2009).

[47]. République algérienne démocratique et populaire ministre de l’agriculture du développement rurale et de la pèche direction de la protection végétaux livre de : l’index des produits phytosanitaires a usage agricole .juillet 2015

[48]__ La métribuzine, 1986. Document sur le site web : www.hc-sc-gc.ca.

[49].(en) « Cyhalothrin » [archive],National Oceanic and Atmospheric Administration (consulté le 12 août 2011).

[50]. (en) « Lambda-cyhalothrin (General Fact Sheet) », National Pesticide information Center, 2001 (lire en ligne [archive])

[51]. asse molaire calculée d’après « Atomic weights of the elements 2007 » [archive], sur www.chem.qmul.ac.uk

[52]. Yao, Xiao-hua; Min, Hang; Lü, Zhen-hua; Yuan, Hai-Ping (2006-04-01). "Influence of acetamiprid on soil enzymatic activities and respiration". European Journal of Soil Biology. 42 (2): 120–126. doi:10.1016/j.ejsobi.2005.12.001. ISSN 1164-5563.

[53]. Brunet, Jean-Luc; Badiou, Alexandra; Belzunces, Luc P (2005-08-01). "In vivo metabolic fate of [14C]-acetamiprid in six biological compartments of the honeybee,Apis mellifera L". Pest Management Science. 61 (8): 742–748. doi:10.1002/ps.1046. ISSN 1526-4998. PMID 15880574.

[54]. Ford, Kevin A.; Casida, John E. (2006-07-01). "Chloropyridinyl Neonicotinoid Insecticides: Diverse Molecular Substituents Contribute to Facile Metabolism in Mice". Chemical Research in Toxicology. 19 (7): 944–951. doi:10.1021/tx0600696. ISSN 0893-228X. PMID 16841963.

[55]. Kimura-Kuroda, Junko; Komuta, Yukari; Kuroda, Yoichiro; Hayashi, Masaharu; Kawano, Hitoshi (2012-02-29). "Nicotine-Like Effects of the Neonicotinoid Insecticides Acetamiprid and Imidacloprid on Cerebellar Neurons from Neonatal Rats". PLOS One. 7 (2): e32432. Bibcode:2012PLoSO...732432K. doi:10.1371/journal.pone.0032432. ISSN 1932-6203. PMC 3290564. PMID 22393406.

[56]. INRA and Cémagref, Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. 2005. 68.

[57]. [cited; Available from: http://www.senat.fr/rap/l02-215-1/l02-215-140.html.

[58]. GENDRAULT, S., Etude d'un traitement combiné bio-physico-chimique pour la décontamination des eaux polluées en atrazine, in Science et Technique du Déchet. 2004, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. p. 234.

[59] . Papa Ibrahima DIOP **(**mémoire master : PROCEDES DE DEPOLLUTION PAR CHARBON ACTIF DES EAUX POLLUEES PAR PESTICIDES AU BURKINA FASO)

[60] . DECAUX, A., Ultrafiltration et nanofiltration dans la production d'eau potable, in « Qualité et Gestion de l'Eau »,Faculté des Sciences – D.E.P. 2001: Amiens. p. 51.

[61] . Chitoure S.E. (1981)."Chimie des surfaces introduction a la catalyse" ,2eme adition, "Chimie physique des phénomènes de surface".

[62]. Huchon R. (2006). "Activité photocatalytique de catalyseurs déposes sur différents supports (medias) application a la conception d'un photoréacteurs pilote".Thèse de doctorat; Université Claude Bernard -Lyon

[63]. Tomlin C. D. S. (1997).The pesticide manual: a world compendium, British Crop Protection Council, Farnham, Surrey, 11ème edition.

[64]. Laffranque, J. P. Pollet, N. Garforth, B. (1993) Phytoma, 449, 49-51.

[65]. Slasli.M.A. (2002) . "Modélisation de l'adsorption par les charbons micro poreux : Approches théorique et expérimentale ". Thèse de doctorat ; Université de Neuchâtel.

[66].Beckman-C, (1999). "La surface spécifique d'une poudre ou d'un solide et Caractérisation des Particules", Chitoure S.E. (1979)."Chimie physique des phénomènes de surface".

[67] MOUMENINE Sarah, *Elimination de polluants des eaux d'usines par adsorption sur charbon de chêne en combinaison avec un désinfectant*, mémoire d'ingénieur d'état en chimie, Université Abou Bekr Belkaid – TLEMCEN, 2011.

[68]. runauer S. Emmet P.H and Teller E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. J. Am. Chem. Soc., 60, 309-319.

[69] LOURGHI Lamia, *Adsorption du furfural issue des rejets liquides de la raffinerie d'Arzew par charbon actif en poudre*, Mémoire de Master, 2014.

[70] BAMBA Drissa, *Elimination du DIURON des eaux par des techniques utilisant les ressources naturelles de la côte d'ivoire : photocatalyse solaire et charbon actif de coques de noix de coco*, thèse de doctorat, 2007

[71] YAHIAOUI Nouara, *Etude de l'adsorption des composes phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif*, Mémoire de Magister, 2012.

[72]. DOUADI Mohammed. MEDAKENE Abderrahmane . Etude de l'adsorption d'une eau polluée par des hydrocarbures sur charbon actif, mémoire MASTER ACADEMIQUE, 2017.

[73]. *OULD LARBI Amina*. AYACHE Yousra . Dr BELHADJ Abd elmouneïm. Theme de (Extraction des huiles essentielles par hydro-distillation et récupération des résidus de l'extraction pour dépollution des eaux). mémoire MASTER . univ- Médéa . Promotion 2020.

[74]. BAUDU M., GUIBAUD G., RAVEAU D., LAFRANC P.(2001). Prévision de l'adsorption de molécules organiques en solution aqueuse en fonctions de quelques caractéristiques physico-chimiques de charbons actifs. Water Qual. Res. J. Canada. Vol 36, No4, 631–657.

Annexe

Annexe (A) : Les absorbance

Tableau A.1 : les absorbance de la courbe d'étalonnage de metrixone :

Concentration mg/l	5	10	15	20
Absorbance (nm)	0,162	0,359	0,564	0,744

Tableau A.2 : les absorbance de la courbe d'étalonnage de lazer :

Concentration ml/l	0.5	0.10	0.15	0.20
Absorbance (nm)	0,073	0,158	0,193	0,26

Tableau A.2 : les absorbance de la courbe d'étalonnage de mopistop :

Concentration mg/l	5	10	15	20
Absorbance (nm)	0.136	0.274	0.403	0.514

Annexe B : des paramètres optimale du quelque pesticides par des procèdes d'éliminations.

Pesticide	Procédé	Conditions opératoires optimales	Résultats et commentaires	Référence
Atrazine (ATZ)	Chloration	$[ATZ]_0$ = 0,55 µg·L^{-1}, $[NaClO]$ = 18 mg·L^{-1} Cl_2	20 % de dégradation et 30 % de COT	ORMAD *et al.* (2008)
	Adsorption	T = 25 °C, pH = 7,0 - 8,0, $[NaNO_3]$ = 10 mM, $[ATZ]_0$ = 10 mg·L^{-1}, $[NaN_3]$ = 200 mg·L^{-1}, biochar de type fumier laitier (200 °C)	Adsorption de 77 % après 4 h de traitement	CAO et HARRIS (2010)
	Nanofiltration	T = 20 °C, pH = 3 - 9, $[ATZ]_0$ = 2,5 mg·L^{-1}, NF 70 (PWP[a] = 11 L·m^{-2}·h^{-1}·bar^{-1}, MWCO[b] = 200 Da)	92 % retenu avec une pression de 15 bars	VAN DER BRUGGEN *et al.* (1998)
	Électro-oxidation	T = 25 °C, pH = 5, $[NaCl]$ = 1 g·L^{-1}, I = 2 000 mA, $[ATZ]_0$ = 100 µg·L^{-1}, anode (Ti/IrO_2) = 45 cm^2, cathode (Ti) = 45 cm^2	Dégradation de 95 % avec l'anode Ti/IrO_2 après 40 min	ZAVISKA *et al.* (2011)
	BRM[c]	T = 21 °C, [COD] = 600 mg·L^{-1}, $[ATZ]_0$ = 14,5 mg·L^{-1}, [GEM[d]] = 300 mg·L^{-1}, [boues activées] = 3 000-4 000 mg·L^{-1}	Dégradation de 94,7 % et 93 % de COD après 6 jours	LIU et HUANG (2008)
	Fenton	T = 16 ± 2 °C, pH = 3,0, $[Na_2SO_4]$ = 10 mM, $[H_2SO_4]$ = 0,1 M, $[NaOH]$ = 0,1 M, $[5Fe_2O_3.9H_2O]$ = 200 mg·L^{-1}, $[H_2O_2]$ = 2 mM, $[ATZ]_0$ = 4,6 µM	Dégradation totale et 21 % de COT après 5 jours	BARREIRO *et al.* (2007)
	Électro-Fenton	T = 23 ± 2 °C, pH = 3,0, $[Fe^{2+}]$ = 0,1 mM, $[Na_2SO_4]$ = 100 mM, $[O_2]$ = 1 L·min^{-1} pour 10 min, $[ATZ]_0$ = 0,2 mM, I = 1 000 mA, anode (Pt = 4,5 cm^{-2}, BDD[e] = 25 cm^{-2}), cathode - feutre de carbone (60 cm^{-2})	Après 8 h, 81 % de COT avec Pt et 97 % avec BDD[h]	OTURAN *et al.* (2012)
	Photo-Fenton	T = 25 ± 0,2 °C, pH = 2,8, $[Fe^{3+}]$ = 0,05 mM, $[H_2O_2]$ = 10 mM, $[ATZ]_0$ = 0,23 mM, lampe noire fluorescente (14 W, λ = 300-400 nm, 1,2 x 10^{-19} photons L^{-1}·s^{-1})	100 % dégradation après 30 min et 46,5 % de COT après 120 min	HUSTON et PIGNATELLO (1999)
	Photolyse	T = 25 °C, pH = 6,0, $[ATZ]_0$ = 5 mg·L^{-1}, lampe à vapeur de mercure (36 W, λ = 254 nm, 3,6 x 10^{18} photons L^{-1}·s^{-1})	Dégradation supérieure à 65 % après 30 min	SILVA *et al.* (2014)
	Photocatalyse	T = 25 °C, pH = 5,5, $[HNO_3]$ ou $[NaOH]$ = 0,1 M, $[ATZ]_0$ = 10 mg·L^{-1}, $[TiO_2$-BEW] = 1 500 mg·L^{-1}, lampe UV (400 W, λ = 250-570 nm)	94 % de dégradation après 70 min	YOLA *et al.* (2014)
	Photocatalyse solaire	T = 25 °C, pH = 2,2, $[HClO_4]$ = $[TiO_2]$ = 200 mg·L^{-1}, catalyseur $[Na_4W_{10}O_{32}]$ = 1.5 mM, $[ATZ]_0$ = 0,65 mM, énergie incidence (6,0 x 10^5 J·m^{-2})	100 % dégradation avec TiO_2 et 98 % avec $Na_4W_{10}O_{32}$ après 30 h	TEXIER *et al.* (1999)
	Électro-photocatalyse	$[Na_2SO_4]$ = 33 mM, $[ATZ]_0$ = 20 mg·L^{-1}, anode ($Ti/Ru_{0.3}Ti_{0.7}O_2$) = 14 cm^2, cathode (Ti) = 14 cm^2, densité du courant (10 mA·cm^{-2}), lampe à vapeur de mercure (250 W, λ = 254 nm, 0,417 W·cm^{-2})	100 % dégradation et 79 % de COD après 2 h	MALPASS *et al.* (2007)
Métolachlore (MET)	Ozonation	T = 21 ± 1 °C, pH = 7, $[O_3]$ = 3 mg·L^{-1}, temps de contact = 30 min, $[MET]_0$ = 50 µg·L^{-1}	60 ± 2 % de dégradation	HLADIK *et al.* (2005)
	Adsorption	pH = 6,7, surfaces spécifiques des cendres (285 m^2·g^{-1}), $[MET]_0$ = 200 µg·mL^{-1}	Plus de 80 % adsorbés après 10 min	SINGH (2009)
	Photo-Fenton	T = 25 ± 0,2 °C, pH = 2,8, $[H_2O_2]$ = 10 mM, $[Fe^{3+}]$ = 0,05 mM, $[MET]_0$ = 0,13 mM, lampe noire fluorescente (14W, λ = 300-400 nm, 1,2 x 10^{19} photons L^{-1}·s^{-1})	99,8 % après 30 min et 72,4 % de COT après 120 min	HUSTON et PIGNATELLO (1999)
		pH = 2,8, $[H_2O_2]$ = 10 mM, $[Fe(ClO_4)_3]$ = 1 mM, $[MET]_0$ = 0,1 mM, lampe noire fluorescente (λ = 300-400 nm, 1 x 10^{18} photons L^{-1}·s^{-1})	100 % dégradation après 8 min et 100 % de COT après 150 min	PIGNATELLO et SUN (1995)
	Nanofiltration (NF) et osmose inverse (OI)	T = 21 ± 1 °C, pH = 7 - 8,1, $[NaCl]$ = 3 mM, $[NaHCO_3]$ = 1 mM, [TDS[f]] = 194 – 320 mg·L^{-1}, [COT] = 0,3 - 2,5 mg·L^{-1}, [COD] = 0,3 - 2,5 mg·L^{-1}, $[MET]_0$ = 1 µg·L^{-1}, NF membrane (PWP = 4,5 ± 0,3 L·m^{-2}·h^{-1}·bar^{-1}, MWCO < 200 Da), RO membrane (PWP = 2,5 ± 0,5 L·m^{-2}·h^{-1}·bar^{-1}, MWCO < 200 Da)	Eau brute du lac Ontario donne 99 % avec OI et 91% avec NF; eau de laboratoire donne 97,2 % avec OI et 57 % avec NF	COMERTON *et al.* (2008)
Métolachlore (suite)	Photocatalyse	T = 25 °C, $[AgNO_3]$ = 1 - 100 mM, $[MET]_0$ = 5 mg·L^{-1}, $[TiO_2$-P25] = 90 mg·L^{-1}, lampe arc en xénon (1 500 W, λ = 290 nm, 750 W·m^{-2})	88 % de dégradation après 45 min	SAKKAS *et al.* (2004)
	Photolyse solaire	T = 25 °C, pH = 7,6, eau de mer ([TDS] = 165 mg·L^{-1}, [COT] = 2.10 mg·L^{-1}, $[NO_3^-]$ = 3,31 mg·L^{-1}), lampe arc en xénon (1 500 W, λ = 290 nm, 750 W·m^{-2}), $[MET]_0$ = 5 mg·L^{-1}	85 % dégradation avec l'eau distillée et 40 % avec l'eau de mer après 100 h	DIMOU *et al.* (2005)

Glyphosate	Chloration	pH = 7 - 8, $[glyphosate]_0$ = 0,1 mM, [NaOCl] = 1 M, HOCl/glyphosate = 4 mol·mol^{-1}	100 % dégradation après 10 min	BROSILLON *et al.* (2006)
	Adsorption	T = 22 °C, pH = 4,3, $[H_2SO_4]$ = 0,1 M, [NaOH] = 0,1 M, boues d'alun (DAS[a] ou LAS[b] = 5 g·L^{-1}), $[glyphosate]_0$ = 50 mg·L^{-1}	91,6 % avec DAS et 97,4 % avec LAS après 52 h	HU *et al.* (2011)
	Nanofiltration	T = 20 ± 2 °C, pH = 8,5, [COD] = 29 mg·L^{-1}, $[CaCO_3]$ = 40 mg·L^{-1}, NF-300 (PWP = 5,5 L·m^{-2}·h^{-1}·bar^{-1}, MWCO = 180 Da), $[glyphosate]_0$ = 36 mg·L^{-1}	92,5 % de rejet observé durant le test de toxicité qui dure 96 h	SAITÚA *et al.* (2012)
	Électro-oxydation	T = 25 ± 1 °C, pH = 2, densité de courant = 50 mA·cm^{-2}, $[glyphosate]_0$ = 1 000 mg·L^{-1}, anode ($Ti/(RuO_2)_{0,70}(Ta_2O_5)_{0,30}$, $Ti/Ru_{0,30}Pb_{0,70}O_2$, $Ti/Ru_{0,30}Sn_{0,70}O_2$, $Ti/Ir_{0,3}Sn_{0,7}O_2$, $Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O_2$)	32 % de dégradation et 24 % de COT après 4 h, avec l'anode $Ti/Ir_{0,30}Sn_{0,70}O_2$	AQUINO et DE ANDRADE (2009)
	Électro-Fenton	T = 23 ± 2 °C, pH = 3, $[Na_2SO_4]$ = 5 mM, $[Mn^{2+}]$ = 0,1 mM, I = 100 mA, $[glyphosate]_0$ = 0,1 mM, anode - Pt (4,5 cm^2), cathode - feutre de carbone (60 cm^2)	92 % de dégradation après 40 min et 82 % de COT après 300 min	BALCI *et al.* (2009)
	Photo-Fenton	pH = 2,8 ± 0,2, $[Fe^{2+}/Fe^{3+}]$ = 1,13 mM, $[H_2O_2]$ = 10,3 mM, $[glyphosate]_0$ = 100 mg·L^{-1}, [COT] = 42 mgC·L^{-1}, lampe à vapeur de mercure (400 W, λ = 295-815 nm, 1 100 W·m^{-2})	100 % de dégradation et 57 % de COT après 60 min	SOUZA *et al.* (2013)
	Photocatalyse	T = 22 ± 2 °C, pH = 5-7, $[TiO_2]$ = 1-4 g·L^{-1}, lampe noire fluorescente (6 W, λ = 365 nm, 1,4 mW·cm^{-2}), $[glyphosate]_0$ = 0,1 mM	100 % de dégradation après 60 min et 74 % de COT après 120 min	ECHAVIA *et al.* (2009)
2,4-D	Adsorption	T = 25 ± 1 °C, pH = 7,5, [HCL] = 1 M, $[2,4\text{-}D]_0$ = 10 mg·L^{-1}	80 % adsorption après 90 min	GUPTA *et al.* (2006)
	BRM	T = 24 ± 2 °C, pH = 1,2, $[H_2SO_4]$ = 3 M, [COD] = 745 mg·L^{-1}, $[2,4\text{-}D]_0$ = 3,58 mg·L^{-1}	99 % de dégradation et 98,3 % de COD après 12 jours	GHOSHDASTIDAR et TONG (2013)
	Électro-Fenton	pH = 3, $[O_2]$ = 20 mL·min^{-1}, $[FeSO_4]$ = 1 mM, $[Na_2SO_4]$ = 5 mM, $[2,4\text{-}D]_0$ = 230 mg·L^{-1}, anode : Pt (10 cm^2), cathode : carbon-PTFE (3 cm^2), I = 100 mA	100 % de dégradation après 20 min avec I = 100 mA et 73 % de COT après 2 h avec I = 450 mA	BRILLAS *et al.* (2000)
	Photo-Fenton	T = 20 °C, pH = 2,9, $[Fe^{2+}]$ = 20 mg·L^{-1}, $[H_2O_2]$ = 3 - 5 mM, $[2,4\text{-}D]_0$ = 50 mg·L^{-1}, [COT] = 80 mg·L^{-1}, lampe solaire (3 m^2, 30 W·m^{-2})	100 % de dégradation après 8 min et 60 % de COT après 300 min	JIMÉNEZ *et al.* (2011)
	Photocatalyse	pH = 5, $[H_2O_2]$ = 20 mM, $[2,4\text{-}D]_0$ = 1 mM, lampe UV (15 W, λ_{max} = 365 nm, 9 mW·cm^{-2}), TiO_2 = 1 g·L^{-1}	100 % de dégradation après 1 h et 95,4 % de COT après 2 h	SECK *et al.* (2012)
	Photocatalyse solaire	$[TiO_2]$ = 200 mg·L^{-1}, réacteur solaire (1,5 m^2; λ = 300-400 nm), $[O_2]$ = 6-7 mg·L^{-1}	100 % de dégradation après 50 min et 100 % de COT après 75 min	HERRMANN *et al.* (1998)
	Électro-photocatalyse	pH = 3, $[Na_2SO_4]$ = 5 mM, $[2,4\text{-}D]_0$ = 10 mg·L^{-1}, lampe à xénon (500 W, λ = 280-2 000 nm, 100 mW·cm^{-2}), photo-anode ($CuInS_2$-TiO_2 NT)	100 % de dégradation après 160 min	LIU *et al.* (2011)