



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة زيان عاشور-الجلفة

Université Ziane Achour –Djelfa

كلية علوم الطبيعة و الحياة

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

قسم العلوم الفلاحية و البيطرية

Département des Sciences Agronomiques et Vétérinaires

Projet de fin d'études

En vue de l'obtention du Diplôme de Master

Filière : Sciences Agronomiques

Spécialité : Eau et Environnement

Thème

**Elimination du chrome hexavalent par adsorption sur
les boues activées issues de la station d'épuration des
eaux usées de la ville de Djelfa**

Présenté par: OTMANE Zoulikha

Devant le jury composé de :

Président :Elahcen Omar (MCA) à l'Université de Djelfa

Promoteur :Hachi Mohamed (MCB) à l'Université de Djelfa

Examineur :Amraoui Abdellaoui (MAA) à l'Université de Djelfa

Examineur : Chieb Tayeb (MCB) à l'Université de Djelfa

Année Universitaire: 2018/2019

Remerciements

Avant du tous, je remercie ALLAH le tout puissant qui m'a donné la force et le courage d'aller jusqu'au bout du travail.

*Un remerciement spécial à mon encadreur, **Mr Hachi Mohamed** Je ne saurais jamais le remercier assez pour la confiance qu'il m'a toujours accordée durant ce travail. Je le remercie aussi pour son aide précieuse, ces conseils judicieux, sa patience et surtout sa disponibilité.....*

*Je remercie aussi le membre du jury en commençant par le Président **Mr Elahcen Omar** et en arrivant aux examinateurs **Mr Amraoui Abdellaoui** et **Mr Chieb Tayeb** pour m'avoir honoré par le jugement et la mise en valeur de ce travail.*

*Je veux remercier également **Mr Rebhi Abdelghani Elmahdaoui** Pour les grands efforts et les conseils qu'il m'a donnés.*

*je veux remercier **Mr Korichi Ayoub** ,**Mr ben Azouzi bekhit** et **Bengesmia Djemal** ,
Mademoiselle Kamel Hayat Fouzia, **Boudiaf Zineb** et **Berrabeh Yasmina** et tous les collègues et l'équipe de formation de la spécialité Eau et Environnement à l'Université de Djelfa.*

Mes plus vifs remerciements s'adressent également au personnel de laboratoire de la faculté des Sciences de la Nature et de la Vie à l'université Ziane Achour.

Enfin je remercie tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à L'aboutissement de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail

*Aux personnes les plus chers du monde et les plus chers à mon cœur, si patients,
si nobles avec moi pendant mes années d'étude.*

*A mon père **Otmane Attia** source de force et de courage, qui n'a jamais cessé
de donner de sa sympathie et de son éducation.*

*A l'exemple de ma vie, ma mère **Chaounane Hadda** qui a toujours été présente
à mes côtés, avec sa tendresse et son amour.*

*A mon frère **Otmane Lahcen** et mes sœurs **Fatiha ,Fatima ,oumelkheir,
Khadija et Bouchra et Otmane Otmane et Otmane djoumana et Intisar
Elottri Ahmed Taher et Abdelkader et chaounane Atika et belahreche Amel
et surtout **Hammamid Adel** qui m'ont entouré et soutenu.***

A tous ceux qui occupent une place dans ma vie, dans mon cœur

Que Dieu Les protèges

Listes des figures

Figure1 : Phénomène d'adsorption.	16
Figure 2 :vu en plan du projet STEP Djelfa.	23
Figure 3 : Solutions étalons.	30
Figure 4 : Courbes d'étalonnage de l'analyse chrome hexavalent par 1,5 Diphénylcarbazide.	33
Figure 5 : Effet de ph de taux d'élimination du chrome hexavalent dans différent biomasse.	35
Figure 6: Effet de temps de contact sur l'adsorption (0-180min).	37
Figure 7 : Modélisation de la cinétique d'adsorption par un équation de pseudo- premier ordre.	39
Figure 8: Modélisation de la cinétique d'adsorption par un équation de pseudo- second ordre.	40
Figure 9 : Evolution de $1/q_e$ en fonction de $1/C_e$ pour différents types des boues.	43
Figure 10: Evolution de $\ln q_e$ en fonction de $\ln C_e$ pour différents types des boues.	44

Liste des Tableaux

<i>Chapitre I :Pollution des eaux usées</i>	
Tableau N°1 : Norme de rejets national et international pour les eaux usées.	6
Tableau N°02: Avantages et inconvénients de traitement physico-chimique et l'osmose inverse des eaux usées.	15
<i>Chapitre II :Généralité sur l'adsorption</i>	
Tableau N°03: Principale différence entre les deux types d'adsorption.	17
<i>Chapitre III :Matériel et méthode</i>	
Tableau N°04 : Caractéristique des produits chimiques utilisés.	25
Tableau N°05 : Composition des solutions standards du chrome hexavalent.	29
<i>Chapitre IV :Résultats et discussions</i>	
Tableau N°06: Caractéristiques physiques de la boue activée.	32
Tableau N°7 : Paramètre de cinétique pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre.	41
Tableau N°08 : Paramètre de Langmuir et Freundlich.	43

Liste des abréviations

b : Constante de Langmuir
°C : Degré Celsius
Cr⁺⁶ ou Cr (VI) : Chrome hexavalent
Cr⁺³ ou Cr(III) : Chrome trivalent
C₀ : Concentration d'adsorbat initiale (mg/L).
C_e : Concentration à l'équilibre
C_e : Concentration de soluté à l'équilibre (g/l ou mole/l).
C_f : Concentration d'adsorbat à l'équilibre (mg/L).
H(%) : Humidité (%)
K₁ : Constante de vitesse d'adsorption de pseudo-premier ordre(min ⁻¹).
K₂ : Constante de vitesse d'adsorption pour le pseudo second ordre.
K_f : Constante de Freundlich (capacité relative d'adsorption).
M₁ : Poids de l'échantillon initial(humide).
M₂ : Poids de l'échantillon après séchage.
n : Constante de Freundlich.
OMS : Organisation Mondiale de la santé
P_h : Poids de boues humide en gramme(g).
P_{sec} : Poids de boues sec en gramme(g).
q : Capacité d'adsorption en mg/g.
q_e : Capacité d'adsorption à l'équilibre (mg d'adsorbat/g d'adsorbant).
Q_e : Capacité d'adsorption à l'équilibre (mole/g ou g/g).
qt : Capacité d'adsorption à un temps t (mg/g).
R² : Coefficient de détermination.
STEP : Station d'épuration des eaux usées.
T(%) : Taux d'élimination.
T : Teneur en solide en pourcentage (%).
t : Temps de contact.
UV : Ultra -violet.
µg : Micro gramme.
X : Concentration en biomasse (mg/L).

Table des Matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale..... 01

Partie bibliographique

Chapitre I : Les eaux usées

I-1-Définition de la pollution..... 03

I-2- Définition des eaux usées..... 03

I-2-1--Origines des eaux usées 03

I-2-2-Différent types de pollution des eaux usées 03

I-2-2-1- Pollution minérale 03

I-2-2-2- Pollution organique 03

I-2-2-3--La pollution microbienne..... 03

I-2-2-4-La pollution thermique 04

I-3-Les procédés de traitement des eaux usées..... 04

I-3-1-Prétraitement 04

I-3-2- Traitement primaire..... 04

I-3-3-Traitement secondaire..... 04

I-3-4-Traitement tertiaires 05

I-3-4-1- Normes de rejets des eaux résiduaires..... 05

I-3-5-Traitement et valorisation des boues activées..... 06

I-3-5-1-Epaississement 07

I-3-5-2- Stabilisation des boues..... 07

I-3-5-3-Déshydratation 07

I-3-5-4- Valorisation des boues..... 07

I-3-5-4-1- Etats de la valorisation des boues en Algérie..... 07

I-4-Pollution des eaux par les éléments de trace métalliques (ETM)..... 08

I-4-1-Définition des ETM..... 08

I-4-2-Caractéristiques des ETM.....	08
I-4-2-1-Propriétés physico-chimiques des ETM.....	08
I-4-2-2- Importances physiologiques des ETM.....	08
I-4-3- Toxicité des ETM	08
I-4-4-Pollution des eaux par le chrome hexavalent.....	09
I-4-4-1-Définition du chrome.....	09
I-4-4-2- Origine et Source de chrome.....	09
I-4-4-3-Propriétés physico-chimiques du chrome.....	09
I-4-4-1-Les principales caractéristiques.....	10
a/Chrome trivalent (Cr^{+3})	10
b/Chrome hexavalent (Cr^{+6}).....	10
I-4-4-4-Isotope du chrome	10
I-4-4-5-Sources de pollution par le chrome.....	11
I-4-4-6-Toxicité du chrome.....	11
I-4-4-6-1Chez les micro-organismes.....	12
I-4-4-6-2-Chez les végétaux	12
I-4-4-6-3-Chez les hommes et les animaux.....	12
I-4-4-7-Méthodes de traitement des eaux usées chargées en chrome hexavalent.....	13
I-4-4-7-1-Les procédés membranaires.....	13
I-4-4-7-2-Les procédés chimique	13
I-4-4-7-3-Les procédés biologique	14
I-4-4-7-4-Procédé d'élimination du chrome par réduction.....	14

Chapitre II : Généralité sur l'adsorption

II-1-Phénomène d'adsorption	16
II-2-Types d'adsorption	16
a/Adsorption physique.....	16
b/Adsorption chimique.....	16

II-3-Principaux facteurs influençant l'adsorption.....	17
II-4-Cinétique d'adsorption.....	17
II-4-1-Equation de pseudo-premier ordre (Lagergeen)	18
II-4-2-Equation de pseudo second ordre.....	19
II-5-Isotherme d'adsorption.....	19
II-5-1- classification d'isotherme d'adsorption.....	20
a/Classe L.....	20
b/Classe S.....	20
c/Classe H.....	20
D/classe C.....	20
II-5-2- Modélisation de l'adsorption	21
II-5-2-1- Modèle de Freundlich.....	21
II-5-2-2-Modèle Langmuir	21
II-6-Grande types d'adsorbants.....	22

Partie expérimentales

Chapitre III : Matériel et méthodes

III-1-Présentation de la zone d'étude	23
III-2-Matériel.....	24
III-2-1-Matériel utilisé.....	24
III-2-2-Appareillage.....	24
III-3- Produits utilisés.....	24
III-4- Méthodes	26
III-4-1-Characterisation et traitement des boues activées.....	26
III-4-1-1-Approvisionnement en boue de traitement.....	26
III-4-1-2-Séchage de la boue	26
III-4-1-3-Tamissage de la boue.....	26
III-4-1-4-Taux de carbone dans la boue.....	26
III-4-1-5-Traitement physico-chimique des boues.....	27
III-4-1-5-1- Traitement de la boue par l'hydroxyde de sodium (NaOH)	27

III-4-1-5-2-Traitement de la boue par l'acide hydrochlorique (HCl).....	27
III-4-1-5-3—Immobilisation de la boue avec le gel d'alginate de sodium.....	28
III-5-Dosage du chrome hexavalent par spectrophotométrie moléculaire.....	28
III-5-1- Principe de méthode.....	28
III-5-2-Préparation des réactive.....	28
III-5-2-1- Solution de l'acide sulfurique à 176g/l.....	28
III-5-2-2- Solution de 1,5 –Diphénylcarbazide	29
III-5-2-3- Solution mère de chrome hexavalent à1g/l.....	29
III-5-2-4- Solution fille étalon de chrome à 5 mg/L.....	29
III-5-2-4-1- Etablissement de la courbe d'étalonnage.....	29
III-6-Utilisation de la boue sous différents formes pour la fixation du chrome hexavalent	30
III-6-1-Effet de pH sur la capacité d'adsorption du chrome hexavalent	31
III-6-2-Cinétique d'adsorption.....	31
III-6-3-Isotherme d'adsorption du chrome hexavalent sur différents boues.....	31

Chapitre IV : Résultats et discussion

IV-1-Characterisation et traitement des boues activées.....	32
IV-1-1-Aspect morphologique des boues brutes.....	32
IV-1-2-Aspect morphologique des boues traitées.....	33
IV-2-Quantification du chrome hexavalent (Cr ⁺⁶).....	33
IV-3-Essais de l'adsorption du chrome hexavalent sur les différents types de boues activées.....	34
IV-3-1-Effet du pH	34
IV-3-2-Cinétique d'adsorption du chrome hexavalent	36
IV-3-2-1-Modélisation cinétique	38
IV-3-2-1-Application du Modèle pseudo-premier ordre.....	38
IV-3-2-2-Application du modèle pseudo-second ordre	40
IV-3-3-Modélisation d'équilibre d'adsorption.....	42

IV-3-3-1-Application du modèle de Langmuir.....	42
IV-3-3-2-Application du Modèle de Freundlich.....	43
Conclusion.....	47
Référence bibliographique.....	48
Annexe	
Résumé	

Introduction

INTRODUCTION

Introduction générale :

Dans le domaine de l'environnement, il est très important de disposer d'outils capables de détecter la présence de polluants ou de substances toxiques au sein des milieux aqueux, tels que les écosystèmes aquatiques, l'eau des stations d'épuration, les effluents industriels. En effet, le problème de la pollution de l'eau, par exemple, par les matières organiques, les pesticides et les ions de métaux lourds devient de plus en plus critique (Basma ; 2008).

Certains métaux sont des oligo-éléments essentiels à l'homme, tel le chrome, dont le déficit provoque des problèmes de santé. Le Chrome dans l'environnement peut avoir une origine naturelle (chrome FeCr_2O_4) ou provenir de l'activité humaine (métallurgie, tannage, industrie des colorants, incinération...) laquelle constitue l'apport majoritaire dans notre société industrielle. Il y a plusieurs types de chrome qui n'ont pas tous les mêmes effets sur les organismes. Il existe sous plusieurs états de valence, mais c'est surtout sous l'état trivalent Cr(III) et hexavalent Cr(VI) qu'on le retrouve dans la nature. Le chrome hexavalent a des effets néfastes. Ce métal a un effet cumulatif pour la flore et la faune, créant un déséquilibre écologique. La concentration minimale admissible pour le chrome hexavalent dans l'Algérie est de l'ordre de 0,1 mg/L (JORADP 2009). Il est important que les industries traitent les effluents afin de ramener la concentration en chrome à des niveaux acceptables (GARNIER, 2008).

Les stations d'épuration des eaux usées dans les zones urbaines ne sont pas aussi efficaces pour éliminer les chromes hexavalent qu'à Djelfa en raison de la tannerie de la peau. Après l'étude il ressort que la proportion de chrome avant et après le traitement des eaux usées est une grande différence entre eux. Après traitement, la proportion de chrome dans l'eau diminuait, ce qui nous a amenés à étudier l'utilisation des boues activées par adsorption du chrome gouvernée par la charge à sa surface et par l'espèce chromique prédominante en solution (Sailaa ; 2018).

La problématique générale de notre travail porte sur l'étude d'élimination du chrome hexavalent par adsorption sur les boues activées dans la station d'épuration des eaux

INTRODUCTION

usées de la ville de Djelfa. Il peut être divisé en une question de recherche majeure :

-Quel est le mécanisme mise en jeu pour réduire la concentration de chrome dans l'eau en présence de boues activées

Dans cette concordance, l'objectif global de notre étude caractérisé les boues issues des procédés de traitement des eaux usées et préparé pour les utilisent en tant qu'adsorbant et déterminé les différents paramètres d'adsorption (constantes physico-chimique)

Ce travail est devisé en deux parties:

-Un aperçu bibliographique sur les eaux usées et les procédés d'élimination du chrome hexavalent.

-Une étude expérimentale pour élimination du chrome hexavalent par adsorption sur les boues activées.

Cette étude est organisée comme suite:

- Prendre les boues activées de la station d'épuration de la ville de Djelfa
- Préparation des échantillons.
- Caractérisation des adsorbants
- Essais d'adsorption
- Exploitation et interprétation des résultats
- Recommandation et perspective

Chapitre I: les eaux usées

I-1-Définition de la pollution :

On entend par pollution toute modification défavorable directe ou indirecte de l'environnement par tout acte qui provoque ou qui risque de provoquer une situation préjudiciable pour la santé, la sécurité ou le bien-être de l'homme, de la flore ou de la faune (Koller , 2004).

I-2- Définition des eaux usées :

Les eaux usées peuvent être définies comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou agricoles, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées avec ou sans traitement dans un émissaire d'égout (Ramade , 2000).

I-2-1--Origines des eaux usées :

La pollution des eaux usées résulte de la présence d'éléments nocifs qui regroupent des polluants physico-chimiques et microbiologiques, et qui résultent des activités humaines, qu'elles que soient domestiques, industrielles ou agricoles (Richard , 1996).

I-2-2-Différent types des eaux usées :

I-2-2-1- Pollution minérale :

Due à la présence d'éléments minéraux dissouts dans l'eau. Cette pollution est causée essentiellement par le déversement d'eaux usées rejetées souvent par les unités industrielles métallurgiques et de traitement de surface (Mekhalifa , 2009).

I-2-2-2- Pollution organique :

Elle constitue souvent la fraction la plus importante d'autant plus que dans son acceptation la plus large, cette forme de pollution peut être considérée comme le résultat de diverses activités (urbaines, industrielles, artisanales et rurales). Elle comporte les protides, les glucides, les lipides, les détergents, les huiles et le goudron (Cheblid , 2012).

I-2-2-3--La pollution microbienne :

Les eaux d'égout contiennent une multitude d'organismes vivants apportés par les excréments d'origine humaine ou animale. La nature de la population bactérienne est très variée et il n'est pas possible d'en faire ici un inventaire complet. L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes (Rotavirus, Escherichia coli, les flagellés). Ils sont dangereux

pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (Mekhalifa , 2009).

I-2-2-4-La pollution thermique :

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..); ont une température de (70 à 80°C.) et qui diminue jusqu'à (40 à 45°C) lorsqu'elle contacte les eaux des milieux aquatiques entraînant un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène (Mizi , 2006).

I-3-Les procédés de traitement des eaux usées :**I-3-1-Prétraitement :**

D'après Bengattane et Ben Ali , (2015) les prétraitements physiques constituent une série d'opérations susceptibles d'alléger les eaux brute des matières les plus grossières d'une part ou celles pouvant gêner le processus du traitement ultérieur.

Les opérations de prétraitement comportent:

- Le dégrillage ;
- Le dessablage ;
- Le dégraissage et déshuilage ;

I-3-2- Traitement primaire :

L'objectif du traitement primaire est d'éliminer les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau par gravité. La vitesse de décantation est en fonction de la vitesse de chute des particules, qui elle-même est en fonction de divers autres paramètres tels que les dimensions et la densité des particules. Après deux heures de décantation, l'eau décantée est renvoyée vers le dégraissage, la graisse flottante est raclée et envoyée vers le traitement des graisses. La matière décantée sous forme de boue est envoyée vers les épaisseurs (Henri et Graziella , 2004).

I-3-3-Traitement secondaire :

Les techniques d'épuration biologiques utilisent l'activité des bactéries dans l'eau qui dégradent la matière organique. Ces techniques peuvent être anaérobies, c'est -à- dire se

déroulant en absence d'oxygène, ou aérobies c'est –à-dire nécessitant un apport oxygène (Bengattane et Ben Ali , 2015).

I-3-4-Traitement tertiaires :

D'après Bengattane et Ben Ali , (2015) Les traitements complémentaires appelés aussi tertiaires, avancés, ou de finition, sont des procédés qui permettent d'améliorer la caractéristique d'une eau résiduaire après un traitement biologique ou un traitement physico–chimique. On leur fait appel lorsqu'il est nécessaire d'assurer une protection complémentaire de milieu récepteur ou en raison d'une réutilisation immédiate.

Ces procédés ont notamment pour but:

- L'élimination de l'azote et du phosphore.
- La désinfection.
- Le traitement des boues issues des bassins d'aération.

I-3-4-1- Normes de rejets des eaux résiduaires :

Dans le cadre de la protection de l'environnement et la santé publique l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) fixe des niveaux de rejet selon la destination de l'eau épurée (Ben Djeklile , 2013).

La législation algérienne précise les valeurs limites pour les rejets industriels pour un grand nombre de paramètres, le tableau (1) regroupe quelques valeurs limites de rejets industriels.

Tableau N°1 : Norme de rejets national et international pour les eaux usées.

(JORDAP N°36, 21/06/2009)

Paramètre	Norme de l'OMS	Norme Algérienne
T° (c°)	25-30	30
PH	6,9-9	5,5-8,5
MES (mg O ₂ /L)	30	30
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	30	40
DCO (mg O ₂ /L)	90	120
NTK (mg/L)	50	40
Phosphate (mg/L)	02	02
Huiles et graisses	20	20
Aluminium (mg/L)	0,2	3
Cadmium (mg/L)	0,003	0,2
Chrome totale(mg/L)	0,05	0,5
Chrome trivalent (mg/L)	//	3
Chrome hexavalent (mg/L)	//	0,1
Zinc totale (mg/L)	//	3
Fer (mg/L)	//	3

I-3-5-Traitement et valorisation des boues activées :

Le procédé à boue activé est un système en continu dans lequel des microorganismes sont mis en contact avec des eaux usées renfermant des matières biodégradables pendant un temps suffisant. Les boues issues des traitements primaires et secondaires sont dirigées vers une unique filière dans la station d'épuration des eaux usées, ce procédé fait partie du traitement tertiaire. L'objectif de ce traitement est la déshydratation et la diminution du taux de matière organique (Arodi , 2005).

I-3-5-1-Epaississement :

Il s'agit de la première étape de traitement des boues, qui s'opère en général avant le mélange des boues issues des différentes étapes d'épuration des eaux usées (boues primaires, secondaires, et éventuellement tertiaires). L'épaississement gravitaire permet de concentrer les boues. Cette technologie offre l'avantage d'une consommation électrique très basse (Actu-Environnement , 2010).

I-3-5-2- Stabilisation des boues :

La stabilisation aérobie des boues a pour but la réduction de matières organiques dans la masse globale des matières à un taux inférieur ou égal à 60% (Actu-Environnement , 2010).

I-3-5-3-Déshydratation :

Elle représente la dernière étape dans la chaîne de traitement des boues activées. La déshydratation permet de diminuer la teneur en eau des boues, et d'atteindre en sortie une siccité allant de 15 à 40%, variable selon la filière de traitement des eaux, la nature des boues et la technique de déshydratation utilisée. Elle s'opère sur un mélange de boues primaire, secondaire voire tertiaire (Actu-Environnement , 2010).

I-3-5-4- Valorisation des boues :

Les stations d'épuration des eaux usées des villes produisant des boues qui peuvent être valorisées en agriculture et/ou en production de biogaz. Compte tenu de l'augmentation prévisible du volume des boues dans les prochaines années cette filière est en développement rapide.

Les boues appliquées de façon à apporter les besoins dans l'agriculture fourniront la majorité des nutriments à la plante. La valorisation maximale des boues est réalisée lorsqu'elle est appliquée en combinaison avec les engrais minéraux, de cette façon les boues répondent partiellement aux exigences nutritives de la culture et servent également d'excellent conditionneur des terres agricoles et au maintien de la productivité du sol (Debbeche , 2013).

I-3-5-4-1- Etats de la valorisation des boues en Algérie :

Les stations d'épuration des eaux usées en Algérie génèrent plusieurs types de déchets susceptibles d'être valorisés ou recyclés. Les boues issues du processus épuratoire dont la cécité dépasse les 50% après épandage dans les aires de stockage, sont cédées à des agriculteurs intéressés parla qualité fertilisante de ces sous-produits. Les boues sont utilisées comme engrais naturelle dans l'arboriculture et dans l'horticulture (Debbeche , 2013).

I-4-Pollution des eaux par les éléments de trace métalliques (ETM) :**I-4-1-Définition des ETM:**

Un ETM est un élément issu le plus souvent d'un minerai ou d'une autre industrie métallifère, dotée d'un éclat particulier, majoritairement ce sont des bons conducteurs de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de durée et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans plusieurs secteurs. On appelle en général un métal lourd les éléments métalliques naturels, de densité supérieure à 5g/cm^3 et tout métal ayant un numéro atomique supérieur à 11 (Deschamps et *al*, 2006). Les ETM sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles (Nassem et Tahir, 2001).

I-4-2-Caractéristiques des ETM :**I-4-2-1-Propriétés physico-chimiques des ETM:**

Les ETM possèdent les propriétés physiques générales des métaux avec une bonne conductivité thermique et électrique. Ils sont fortement électropositifs et donnent par perte d'électrons des cations métalliques de charge variable. Ces cations métalliques, qui présentent à la fois des densités de charge élevées et un caractère électrophile, peuvent former avec des ligands des liaisons ioniques, covalentes ou intermédiaires, et donnent naissance à des complexes plus ou moins stables (Dehya et Bencherghine, 2017).

I-4-2-2- Importances physiologiques des ETM:

D'après Dehya et Bencherghine (2017), certains éléments métalliques tels que le Zn, Cu, Mn, Ni, Fe, B, Co et Se sont indispensables aux organismes vivants en faibles quantités, ils représentent des oligoéléments nécessaires au métabolisme. Ils interviennent dans les réactions métaboliques, ou dans des réactions biochimiques telles que l'oxydoréduction ou l'hydrolyse. Les oligoéléments sont généralement présents dans l'eau et dans certains aliments. Leurs absences peuvent entraîner des carences avec des effets néfastes.

Cependant, l'augmentation de la concentration de ces éléments est nocive pour les organismes vivants. D'autres éléments comme le cadmium, le plomb, le mercure, etc.... ne sont pas essentiels pour les organismes vivants et ne produisent que des effets toxiques.

I-4-3- Toxicité des ETM :

Selon l'Organisation mondiale de la santé (O.M.S) environ 80% des maladies chroniques comme l'arthrite, le diabète, l'asthme, le cancer pourraient être causés directement ou indirectement par la pollution environnementale (Rebhi, 2010). Le premier effet des ETM observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très

souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage, inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Jose et *al* , 2009).

I-4-4-Pollution des eaux par le chrome hexavalent:

I-4-4-1-Définition du chrome:

Le chrome est un ETM de symbole « Cr » et de numéro atomique « 24 » et poids atomique « 52g/mol », il fait partie de la série des métaux de transition placé dans le groupe (VI a) du tableau périodique (Rodier et *al* , 1996). C'est un métal dur, d'une couleur bleu blanc et utilisé sous forme de chromite dans l'industrie métallurgique et dans plusieurs industries chimiques.

I-4-4-2- Origine et Source de chrome :

Le chrome dans l'environnement peut avoir une origine naturelle ou anthropique (tannage, industrie de colorants...etc), cette dernière constituée l'apport majoritaire dans l'environnement. Le chrome se trouve dans la nature dans divers compartiments, notamment le sol, les sédiments (Gouvernement du Canada , 1994) les aérosols et les débris volcaniques (Chiffolleau , 1994). Les précipitations et l'érosion de roche sont des sources naturelles majeures de libération du chrome dans l'eau (Barnhart , 1999).

Les quantités de chrome introduites dans l'environnement sont liées pour l'essentiel à des émissions d'origine industrielle comme l'industrie chimique, les usines de production de ciment, le tannage...etc. La teneur en chrome dans les eaux polluées est due essentiellement à la décharge des eaux usées de diverse industrie. Le seuil de tolérance en chrome dans les rejets Algériens est fixé à 0.5mg/L (JORADP , 2009).

I-4-4-3-Propriétés physico-chimiques du chrome :

Le chrome existe sous plusieurs états d'oxydation depuis Cr(0), la forme métallique, jusqu'à Cr (VI) cependant, Cr(I), Cr(II), Cr(IV) et Cr(V) ne se situent pas à des valences stables et sont donc rencontrés très rarement dans l'environnement. Le chrome est excrément résistant à

la corrosion. Il est soluble dans les acides minéraux non oxydants, mais insoluble à froid dans l'eau ou l'acide nitrique (Hannat et Belaid , 2017).

I-4-4-3-1-Les principales caractéristiques :

Parmi les différents états de valence, le Cr^{+6} , le Cr^{+3} étant les plus stables, Cr^{+6} est la forme la plus toxique relativement aux autres formes, Cr^{+4} et Cr^{+5} sont relativement instables et rares (Gaujous D , 1993).

a/Chrome trivalent (Cr^{+3}) :

C'est la forme la plus stable, elle se présente en solution sous forme hydroxyde (Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH}^{2+})$, $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ et $\text{Cr}(\text{OH})_3$). Le chrome trivalent se forme en solution des sels stable avec la majorité des anions, il forme des complexes avec la plupart des ligands donneurs d'électrons tels que l'eau, l'ammoniac, l'urée et d'autres ligands organique contenant des atomes donneurs d'électrons (N, O, S,...) à savoir les acides aminés. Les complexes de chrome trivalent formés ont une tendance d'être adsorbée sur les matières solides et des composés macromoléculaire diminuant de ce fait la mobilité et la disponibilité du Cr^{+3} dans les eaux (Bacha et Begriche , 2011).

b/Chrome hexavalent (Cr^{+6}):

A la différence du Cr^{+3} , les complexes du chrome hexavalent sont faiblement adsorbés sur les surfaces inorganique et constituants ainsi la forme la plus mobile du chrome.

Dans le milieu naturel, le Cr^{+6} fortement mobile c'est un puissant oxydant, il présente une très grande solubilité qui lui confère cette très grande mobilité en milieu aqueuse (Losi et al , 1994).

I-4-4-4-Isotope du chrome :

Dans la nature, Il existe 11 isotopes du chrome (Rebhi , 2010):

^{46}Cr : est un radionucléide artificiel, de période 0,26 s.

^{47}Cr : est un radionucléide artificiel, de période 0,4 s.

^{48}Cr : est un radionucléide artificiel, de période 22,56 h.

^{49}Cr : est un radionucléide artificiel, de période 41,9 mn.

^{50}Cr : est un isotope stable, d'abondance 4,35 %.

⁵¹Cr : est un radionucléide artificiel, de période 27,72 j.

⁵²Cr : est un isotope stable, d'abondance 83,79 %.

⁵³Cr : est un isotope stable, d'abondance 9,5 %.

⁵⁴Cr : est un isotope stable, d'abondance 2,36 %.

⁵⁵Cr : est un radionucléide artificiel, de période 3,5 mn.

⁵⁶Cr : est un radionucléide artificiel, de période 5,94 mn.

I-4-4-5-Sources de pollution par le chrome :

La forme hexavalent du chrome est la plus réactive, le chrome (VI) est très toxique mais aussi très soluble dans l'eau sous cette forme. Cette solubilité lui confère une grande mobilité dans les écosystèmes. Le chrome hexavalent a été considéré comme l'un des polluants les plus toxiques à cause de ses propriétés cancérigènes et tératogénies sur l'être humain. Il est devenu un grand problème de santé. Le chrome peut être libéré dans l'environnement par diverses industries, y compris l'industrie du finissage des métaux, la sidérurgie et la production de produits chimiques inorganiques. L'utilisation intensive du chrome dans les industries a entraînée de grandes quantités d'effluents déversées dans la nature à des concentrations élevées, d'où la nécessité d'un traitement spécifique des rejets et une révision des réglementations concernant les teneurs du chrome présents dans les eaux. La valeur maximale du chrome destinée à la consommation humaine est estimée à 0,1 mg/L (JORADP , 2009). La toxicité du chrome dépend non seulement de sa concentration mais aussi de son degré d'oxydation. En effet, il est communément admis que le chrome (VI) est beaucoup plus toxique que le chrome (III). Le chrome (III) est un nutriment essentiel pour les êtres vivants puisqu'il joue un rôle indispensable dans le métabolisme glucidique comme activateur de l'insuline (Marzouk Trif , 2012).

I-4-4-6-Toxicité du chrome:

Il y a plusieurs types de chrome qui n'ont pas tous les mêmes effets sur les organismes. Le chrome pénètre dans l'air, l'eau et le sol sous les formes chrome III et chrome VI lors des processus naturels et du fait de l'activité humaine.

La toxicité du chrome dépend non seulement de sa concentration mais aussi de son degré d'oxydation. En effet, il est communément admis que le chrome Cr^{+6} est beaucoup plus toxique que le chrome Cr^{+3} (Ming-Ho , 2004). Le chrome hexavalent, du fait de sa solubilité,

s'est retrouvé en interaction avec beaucoup d'organismes aquatiques et terrestres sans oublier l'homme.

I-4-4-6-1 Chez les micro-organismes :

La présence du métal chrome peut être tolérée par certains micro-organismes. Par contre, à de fortes concentrations le chrome (VI) a des effets toxiques et mutagènes. 10 à 12 mg de chrome (VI) par litre peuvent inhiber le développement de bactéries du sol alors que les mêmes concentrations en chrome (III) n'ont aucun effet sur ce développement (Ross et al, 1981). Le chrome a un effet sur les bactéries saprophytes et nitrifiantes, sur les champignons filamenteux, les algues et sur le phytoplancton.

I-4-4-6-2-Chez les végétaux :

Comme pour les micro-organismes, le chrome ne semble pas être essentiel à la vie des plantes (Nieboer et al , 1988). Sa toxicité vis à vis du règne végétal est rare dans les systèmes naturels. Certaines plantes poussent sur des sites hautement contaminés en chrome. Certains auteurs s'accordent à dire qu'il n'y a pas d'absorption du chrome par les végétaux mais seulement une absorption racinaire sans passage vers les autres parties de la plante (Losi et al , 1994). Cependant, une étude récente a montré que la jacinthe d'eau cultivée en milieu riche en chrome hexavalent était capable de se reproduire au niveau de ses racines. Le chrome (III) est alors stocké au niveau de celles-ci mais aussi dans d'autres parties de la plante comme les feuilles et le pétiole, sous forme libre ou complexée avec l'oxalate (Lytle et al , 1998). La capacité détoxifiante de cette plante permet d'envisager son utilisation pour la phytoremédiation des rivières, marécages ou lagunes pollués en chrome (VI).

I-4-4-6-3-Chez les hommes et les animaux :

A l'état de trace, le chrome est un oligo-élément essentiel pour l'homme et les animaux, il est associé au métabolisme du glucose par son action sur l'insuline et serait aussi impliqué dans le métabolisme des graisses (Losi et al , 1994). Le chrome métallique est biologiquement inerte. Il est admis que c'est la forme trivalente qui est la forme nutritionnelle. La déficience en chrome se traduit par une augmentation de l'insuline circulante, du cholestérol du sérum, des triglycérides et de l'apolipoprotéine B et par la diminution de la tolérance au glucose (Nieber et al , 1988). Les recommandations journalières sont de 25 µg par jour pour les femmes et de 33 µg par jour pour les hommes. Pour les enfants, l'apport journalier doit être compris entre 10 et 40 µg par jour. Les sources alimentaires sont les fruits, les légumes, la levure de bière, le foie, les champignons et les céréales. La viande rouge, la volaille, le poisson et les laitages en contiennent peu (www.nutrition.org/nutinfo).

La forme hexavalent n'est pas la source nutritionnelle car elle est très toxique et mutagène. En principe, l'homme et l'animal absorbent peu le chrome par inhalation, mais pour l'essentiel au travers des aliments et de l'eau potable. Les complexes organiques sont absorbés à raison de 20-25% et le chrome inorganique à raison de 0,5% environ. Cependant, les complexes chromiques absorbés avec les aliments sont relativement inoffensifs tandis que les chromates sont fortement toxiques. La résorption dans le tube intestinal dépend beaucoup de la structure chimique du chrome. La toxicité du chrome (VI) vient de sa grande facilité à traverser les membranes biologiques et de ses propriétés mutagènes et de puissant oxydant.

I-4-4-7-Méthodes de traitement des eaux usées chargées en chrome hexavalent :

D'après Marzouk Tafri , (2012), plusieurs procédés ont été utilisés pour l'élimination et la récupération du chrome. Selon le principe de traitement, plusieurs types de traitement peuvent être utilisés, nous développons ci-dessous les principaux procédés physico-chimiques et biologiques utilisés :

I-4-4-7-1-Les procédés membranaires :

Selon Jean-Marc et Catherine , (2002) Ce sont les techniques de dialyses qui ont permis les premières d'effectuer des séparations de composés dissous. Il était alors plus judicieux de laisser passer à travers la membrane une faible quantité de solutés plutôt que la grosse masse du solvant. le champ d'application des différentes techniques de filtration classique et des différentes techniques de séparation par membrane :

- Osmose inverse,
- Électrodialyse,
- Nanofiltration ,
- Ultrafiltration.

I-4-4-7-2-Les procédés chimiques :

- Coagulation,
- Précipitation,
- Complexation ,
- Extraction par solvant.

I-4-4-7-3-Les procédés biologiques :

Ce procédé est connu pour l'élimination des métaux lourds par des matériaux biologiques plutôt connu sous le nom de bio-sorption. Plusieurs comme les algues, les moisissures, les micro-algues, les champignons, les bactéries, le crabe, les coquilles, les lignocelluloses des déchets solides, la canne à sucre et de divers autres produits agricoles ont été étudiés pour leurs capacités d'adsorber le chrome (Camargo et al., 2004). Diverses études démontrent la réduction microbienne bio-remédiation des chromates, et ont été publiées récemment (Massara, 2008 ; Fiol et al., 2005 ; Dong, 2007 ; Park et al., 2007). Les procédés de bioaccumulation (biosorption) ont d'autres avantages comparés aux méthodes conventionnelles (Ünsal et al., 2004).

I-4-4-7-4-Procédé d'élimination du chrome par réduction :

La première étude sur la réduction du chrome (VI) par une culture bactérienne a été écrite par Romanenko et Korenkov. Depuis les années 80, les chercheurs se sont intéressés à de nombreuses autres de bactéries capables de réduire le chrome hexavalent (Gvozdiak et al, 1986) et ont proposé des techniques utilisant ces bactéries réductrices de chrome pour le traitement des effluents liquides et plus récemment des sols pollués (Losi et al, 1994 ; Salunkhe et al, 1998).

D'après James et Bartlett ; (1983) Il existe des méthodes physico-chimiques pour éliminer le chrome d'eux :

- Réduction par le fer II,
- Réduction par la matière organique ,
- Réduction biologique ;

Tableau N°02: Avantages et inconvénients de traitement physico-chimique et l'osmose inverse des eaux usées (AGENCE DE L'EAU, 2013) .

Technique d'élimination	Définition	Avantage	Inconvénients
Technique physico-chimique	<p>Est de permettant la séparation de phases, réduction de Cr(VI) en Cr(III), souvent en pH acide avec du bisulfite de sodium, puis neutralisation et précipitation des sels trivalents (hydroxydes). Le traitement est complété par une floculation et une séparation solide/liquide.</p>	<ul style="list-style-type: none"> -Bonne reproductibilité des essais laboratoire à l'échelle industrielle. -Simplicité du principe de fonctionnement -Coûts d'investissements modérés 	<ul style="list-style-type: none"> -En général inopérant sur les polluants à l'état dissous, sauf cas d'adsorption sur les flocs formés ou sur du charbon actif en poudre. - Risques de transfert de pollution (COV) vers l'atmosphère avec l'aéro-flottation. -Utilisation de réactifs dangereux (acides, bases). -Difficile à maîtriser lorsque la qualité des effluents varie.
Technique d'osmose inverse	<p>L'osmose inverse consiste à faire passer l'eau au travers des membranes semi-perméables, sous l'effet de la pression différentielle de la solution concentré vers la solution diluée (Alain M ; 2001).</p>	<ul style="list-style-type: none"> -Un taux de conversion élève. -Une consommation spécifique d'énergie basse (3à5Kwh/m³) -Une durée de mise en œuvre réduite -pH légèrementacide de 6,6 	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilité aux sels et dépôts calciques. - Sensibilité des membranes organiques aux pH extrêmes et aux températures élevées. -Coûts élevés des installations en investissement et en exploitation (gestion des concentras et effluents de lavages, main d'ouvre et énergie notamment).

Chapitre II :Généralités sur l'adsorption

II-1-Phénomène d'adsorption:

Le phénomène d'adsorption est la fixation passive des ions de polluants sur un support inerte, ce processus permet la concentration et la récupération des polluants.

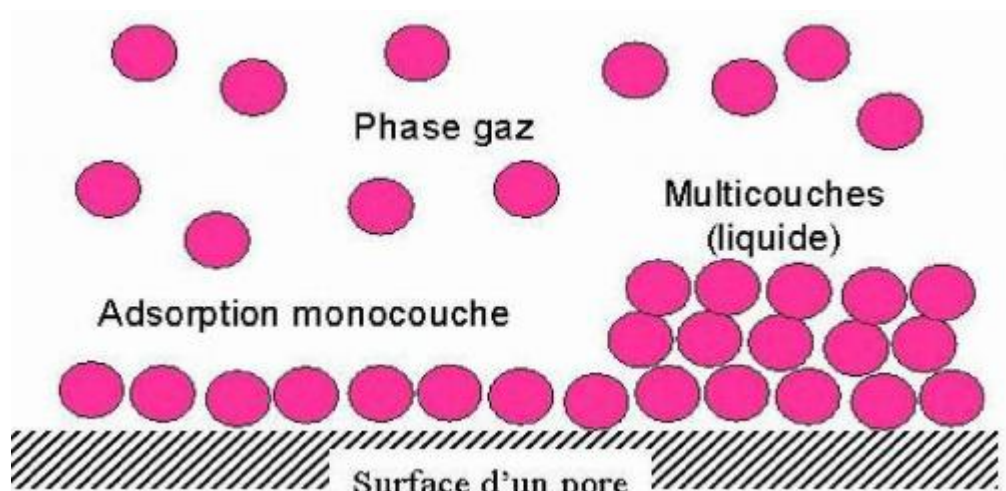


Figure 1 : Phénomène d'adsorption (Laurette S ; 2004)

La nature des liens entre l'adsorbant et la substance adsorbée, et le grandeur de l'énergie mise en jeu ont permis de distinguer deux types d'adsorption (Moumenine ; 2011).

II-2-Types d'adsorption :**a/Adsorption physique :**

L'adsorption est dite physique ou physisorption lorsqu'elle est due à des forces d'interaction physiques entre les atomes, ou groupements d'atomes du solide et les molécules de fluide. Elle est caractérisée par une faible énergie de liaison inférieure à 10 Kcal/mol et elle correspond aux liaisons de nature électrostatique de type Van Der Waals (Lynch ; 2001, Moumenine ; 2011).

b/Adsorption chimique :

Appelée également chimisorption, elle met en jeu une énergie élevée (supérieure à 10 Kcal/mol) et correspond aux liaisons covalentes plus permanentes entre l'adsorbant et la molécule adsorbée, c'est-à-dire elle fait intervenir une liaison chimique forte. Trois types de liaison chimique sont à l'origine de la spécificité de la chimisorption entre l'ion et la matrice les liaisons ionique, covalente et de coordination (Weidong et al ; 2009, Hlavackova ; 2005).

Le tableau 4 regroupe les principales différences entre la physisorption et la chimisorption.

Tableau N°03: Principale différence entre les deux types d'adsorption (Dehya et Boucherguine ; 2017).

Propriété	Adsorption physique	Adsorption chimique
Types de liaison	Liaison de Van Der Waals	Liaison chimique
Température de processus	Relativement faible comparé à la température d'ébullition de l'adsorbat	Plus élevée que la température d'ébullition de l'adsorbat
Individualité des molécules	L'individualité des molécules est conservée	Distribution de l'individualité des molécules
Désorption	Facile	Difficile
Cinétique	Rapide, indépendante de la Température	Très lente
Chaleur d'adsorption	Inférieur à 10Kcal /mole	Supérieure à 10Kcal/mol
Energie mise en jeu	Faible	Élevé
Type de formation	Formation en multicouches et Monocouches	Formation en monocouche

II-3-Principaux facteurs influençant l'adsorption :

Selon Rebhi ; (2010) Un grand nombre de paramètres et de propriétés peuvent affecter l'adsorption d'une substance sur un support, desquels nous pouvons citer :

- Le pH du milieu ;
- La température ;
- La composition du milieu adsorbant (teneur en argile, en matière organique, en eau...) ;
- La concentration en phase liquide ;
- Le temps de contact ;

II-4-Cinétique d'adsorption :

Le phénomène d'adsorption, contrôlé par la diffusion des molécules, atteint son équilibre relativement rapidement (quelques secondes à quelques minutes). Mais, peut se prolonger sur des temps très longs pour les adsorbants microporeux en raison du ralentissement de la

diffusion des molécules dans ces structures de dimensions voisines du diamètre des molécules du fluide (Yahiaouin ; 2012, Brinza et al ; 2008).

Selon Greanga ; (2004) Le transfert d'une phase liquide contenant l'adsorbat vers une phase solide avec rétention de soluté à la surface de l'adsorbant se fait en plusieurs étapes :

1-Transfert de masse externe (diffusion externe) qui correspond au transfert du soluté (molécules de la phase liquide) du sein de la solution à la surface externe des particules.

2-Transfert de masse interne dans les pores (diffusion interne) qui a lieu dans le fluide remplissant les pores ; les molécules se propagent de la surface des grains vers leur centre à travers les pores.

3- Diffusion de surface Pour certains adsorbants, il peut exister également une contribution de la diffusion des molécules adsorbées le long des surfaces des pores à l'échelle d'un grain d'adsorbant (Yahiaouin ; 2012).

II-4-1-Equation de pseudo-premier ordre (Lagergeen) :

Il a été supposé que dans ce modèle la vitesse de sorption à instant est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre, q_e et la quantité q_t adsorbée à cet instant et que l'adsorption est réversible (Calvet ; 2003).

La constante de vitesse d'adsorption du premier ordre est déduite à partir du modèle établi par Lagergeen (Lagergeen ; 1898).

La loi de vitesse s'écrit :

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1(q_e - q_t)(1)$$

Avec :

q_e : quantité d'adsorbant à l'équilibre par gramme d'adsorbant (mg/g),

t : Temps contacte (min),

k_1 : constante de vitesse d'adsorption pour le premier ordre (min^{-1}),

L'intégration de l'équation (1) donne :

$$\text{Log}_{10}(q_e - q_t) = \text{Log}q_e - t \frac{K_1}{2,303} \quad (2)$$

II-4-2-Equation de pseudo second ordre :

D'après Azouz ; (2018) L'équation du second ordre est souvent utilisée avec succès pour décrire la cinétique de la réaction de fixation des polluants sur l'adsorbat. Ce modèle du pseudo second ordre permet de caractériser les cinétiques d'adsorption en prenant en compte à la fois le cas d'une fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et celui d'une fixation lente sur les sites d'énergie faible.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (3)$$

L'intégration de l'équation (3) donne :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e t} \quad (4)$$

Avec :

K_2 : constante de vitesse d'adsorption pour le pseudo second ordre ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$).

q_e : quantité d'adsorbant à l'équilibre par gramme d'adsorbant (mg/g).

q_t : quantité adsorbée à un temps ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

La quantité d'adsorption à l'équilibre q_e et la constante du pseudo second ordre K_2 peuvent être déterminées expérimentalement à partir de la pente et de l'ordonnée à l'origine de t/q_t en fonction de t .

II-5-Isotherme d'adsorption :

L'utilisation d'isotherme d'équilibre permettra d'atteindre les valeurs thermodynamiques induites par le phénomène mais sans aucune spéculation quant au chemin, souvent très complexe, suivi par la réaction d'adsorption ou de désorption. Plusieurs isothermes établies de façon théorique ou empirique sont utilisées dans les différentes études d'adsorption (Bellir ; 2002) :

- L'équation de Langmuir basée sur la fixation d'une couche mono moléculaire d'adsorption.
- La relation de Freundlich, quant à elle, permet souvent une représentation pratique de l'équilibre d'adsorption entre un micropolluant et la surface d'un support solide.

De nombreux autres modèles peuvent être utilisés, qu'ils soient des modèles théoriques ou empiriques afin de décrire la relation entre la masse de l'adsorbat fixé à l'équilibre, et la

concentration sous laquelle elle a eu lieu. Il s'agit de relation non cinétique que l'on nomme isothermes.

II-5-1-classification d'isotherme d'adsorption :

D'après Azouz ; (2018) Expérimentalement, on distingue quatre classes principale nommées : **S** (Sigmoïde), **L**(Langmuir), **H** (Haute affinité) et **C** (partition constant)

a/Classe L : le modèle Langmuir-standard , indique une adsorption à plat de molécules bi fonctionnelles (Edeline ; 1998) (Errais ; 2011). Les isothermes de classa L présentant, à faible concentration en solution, une concavité tournée vers le bas qui traduit une diminution des sites libers au fur et à mesure de la progression de l'adsorption. Ce phénomène se produit lorsque les forces d'attraction entre les molécules adsorbées sont faibles. Elle est souvent observée quand les molécules sont adsorbées horizontalement, ce qui minimise leur attraction latérale. Elle peut également apparaitre quand les molécules sont adsorbées verticalement et lorsque la compétition d'adsorption entre le solvant et soluté est faible. Dans se cas, l'adsorption des molécules isolées est assez forte pour rendre négligeable les interactions latérales (Mouaziz ; 2012).

b/Classe S : Les isothermes de cette présentent, à faible concentration , une concavité tournée vers le haut. Les molécules adsorbées favorisent l'adsorption ultérieure d'autres molécules (adsorption coopérative). Ceci et du aux molécules qui s'attirent par des forces de Van Der Waals, et se regroupent en ilots dans lesquels elles se tassent les unes contre les autres (Giles et al ; 1974).

c/Classe H : La partie initial de l'isotherme est presque verticale; la quantité adsorbée apparait importante à concentration quasiment nulle du soluté dans la solution. Ce phénomène se produit lorsque les interactions entre les molécules adsorbées et la surface du solide sont très fortes. L'isotherme de classe H est aussi observée lors de l'adsorption de micelles ou de polymères formées à partir des molécules de soluté (Hamaidi ; 2012).

d/Classe C : elle signifie que le rapport entre la concentration dans la solution aqueuse et adsorbée est le même à n'importe quelle concentration. . Ce rapport est appelé coefficient de distribution (Limousin ; 2007).

II-5-2- Modélisation de l'adsorption :**II-5-2-1-Modèle de Freundlich :**

Ce modèle postule que différents sites interviennent dans l'adsorption avec des énergies différentes l'entropie restant constante. Ces sites obéissent à une distribution exponentielle, fonction de la chaleur d'adsorption. La densité des sites varie également exponentiellement.

Le modèle s'adapte le plus souvent à une adsorption de type physique. Ce modèle est décrit par la formule empirique suivante (Freundlich ; 1906) :

$$Q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$$

Où

K_f : Constante de Freundlich (capacité relative d'adsorption).

1/n : Exposant de Freundlich.

Q_e : Quantité adsorbée par unité de masse de l'adsorbant à l'équilibre (g.g⁻¹).

C_e : Concentration à l'équilibre (g.l⁻¹).

La linéarisation par changement d'échelle de la relation de Freundlich conduit à l'équation suivante :

$$\ln(Q_e) = \ln(K_f) + \frac{1}{n} \ln(C_e)$$

Il s'agit de l'équation d'une droite de pente 1/n et d'ordonnée à l'origine **K_f**.

L'extrapolation de cette équation pour **C_e = C₀**, à condition que C₀ = constante,

(concentration initiale en soluté), donne la capacité ultime d'adsorption (Q_m) dans le domaine de concentration étudiée

II-5-2-2-Modèle Langmuir : Selon ce modèle la molécule adsorbée est située sur un site bien définie du matériau adsorbant (adsorption localisée).chaque site n'est susceptible de fixer qu'une molécule. L'énergie d'adsorption de tous les sites est identique et indépendant de la présence de molécules adsorbées sur les sites voisins (surface homogène et pas d'interaction entre les molécules adsorbées). L'équation modélisant l'adsorption est la suivante (Langmuir ; 1918).

Dans certains cas, l'adsorption obéit à l'équation de Langmuir qui repose sur un certains nombres d'hypothèses (Reddy et al ; 1997) :

- ❖ L'adsorption se produit seulement sur des sites spécifiques.
- ❖ L'adsorption maximale forme une couche mono moléculaire.
- ❖ Les sites sont énergiquement homogènes.
- ❖ Les molécules adsorbées n'interagissent pas entre elles.

$$Q_e = Q_{\max} b \frac{C_e}{(1 + bC_e)}$$

Où :

Q_e : Quantité de soluté fixée par unité de masse de l'adsorbant à l'équilibre (mole/g ou g/g).

C_e : Concentration de soluté à l'équilibre (g/l ou mole/l).

$Q_{\max} . b$: Constantes de Langmuir.

La linéarisation de cette équation par passage aux inverses donne ce qui suit :

$$\frac{1}{Q_e} = \frac{1}{Q_{\max}} \left(1 + \frac{1}{b} C_e \right), \text{ et } \frac{Q_e}{C_e} = \frac{1}{Q_{\max}} \left(C_e + \frac{1}{b} \right)$$

II-6-Grande types d'adsorbants :

On distingue cinq grands types d'adsorbants (physiques): les charbons actifs, les zéolithes, les alumines, les gels de silice et les argiles activées.

Le charbon actif est un excellent adsorbant : sa capacité d'adsorption des molécules organiques et des gaz est remarquable, d'où son utilisation dans des domaines très variables. Mais tous ces adsorbants sont coûteux, mais il y a des choses naturelles et gratuites qui peuvent être utilisées pour éliminer les métaux lourds dans l'eau tels que les déchets industrielle existant dans l'environnement.

Chapitre III : Matériels et Méthodes

Introduction :

Dans ce travail , nous montrerons les moyens d'éliminer le chrome hexavalent par traitement physique et chimique dans les méthodes d'adsorption et isotherme, ainsi que essais en batch.

Dans ce travail ,on s'est intéressé à l'élimination du chrome hexavalent par un adsorbant naturel la biomasse boues activées.

L'approche utilisé a été la détermination de la cinétique et de l'équilibre d'adsorption en système en batch, et le but est élimination du chrome hexavalent par adsorption sur les boues activées par les voies de l'étude de cinétique et l'équilibre d'adsorption et aussi l'effet de pH.

III-1-Présentation de la station d'épuration de Djelfa :

station d'épuration est défini par l'étude d'assainissement, qui le mit en aval dans le côté nord de la ville de Djelfa dans le lieu dite KafHaouas, à une distance de 3 km du centre-ville Djelfa, en côtoyant oued Mellah.

Ainsi limité :

1. au Nord : par l'ancienne route nationale N°1 et oued Mellah.
2. au Sud : par une butte.
3. à l'est : par un abattoir communal.
4. à l'ouest : par un terrain nu.

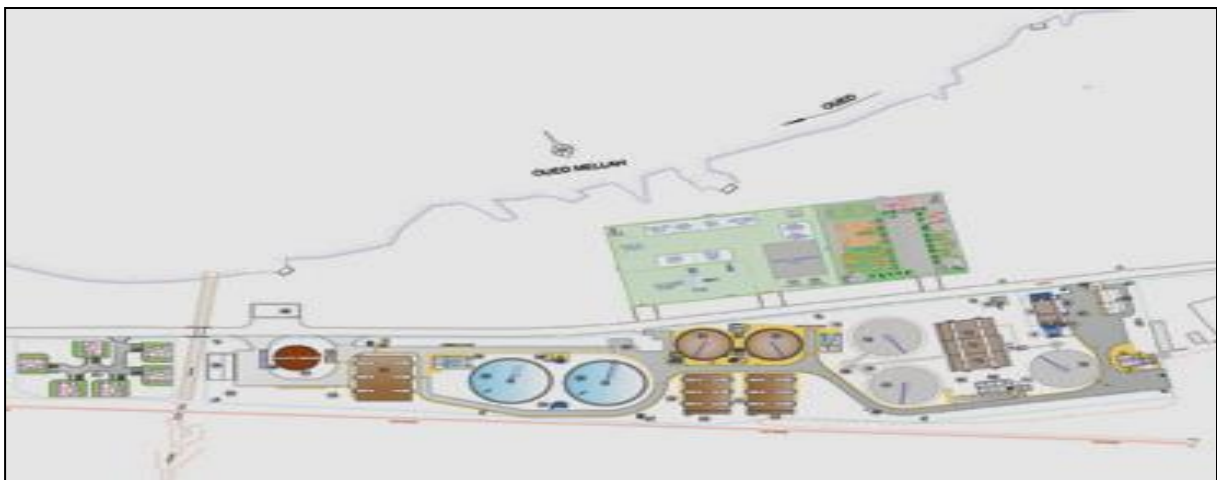


Figure 2: vu en plan du projet STEP Djelfa (source OTV France, STEP Djelfa 2014)

III-2-Matériel

III-2-1-Matériel utilisé :

Bicher de différent volume (100ml ,250ml), Spatule , Erlenmeyers de 500mL et 1000 ml ,Eprouvettes de volumes 500ml et 100ml, Flacons , Etiquette ,Tamis de maille de 500 µm de diamètre, Papier aluminium , Papier hygiénique ,Para film ,Barreaux magnétique, Boite, Pipette, Fiole à 50 ml et 500 ml , Micropipette 1000µl et 100µl et 200µl , Broyer ,

Tube en verre , Cuvette plastique ,Verre de montre ,Seringue, Gon

III-2-2- Appareillage :

Lors de différents manipulation on a utilisé les appareils suivants :

Balance de marque DENVER INSTRUMENT (modèleMXX-5001) ;

Balance Analytique de marque SCALTEC (modèle SBA 33) ;

Etuve de marque WISD (modèle WON-50) et MEMMERT ;

Hotte de marque DETECTOR (modèle GC201) ;

Réfrigérateur de marque IRIS (modèle IRS294SDW) ;

Agitateur STUART (modèle heal-stir CB162) et VARIOMAG MULTIPOINT;

Plaque chauffante STUART (modèle heal-stir CB162) ;

Spectrophotomètre de marque BECKMAN ;

PH mètre de marque HANNA instrument

III-3- Produits utilisés :

Les produits utilisés pour nos différentes manipulations sont :

- L'hydroxyde de sodium NaOH de maque BIOCHEM

-L'acide Hydrochlorique HCl de marque SIGMA –ALDRICH

-Acide sulfurique à 95-97% de SIGMA-ALDRICH

-Ethanol à 95% de SIGMA-ALDRICH

- 1,5-Diphénylcarbazine de Sigma-Aldrich ;
- Gel d'alginate de sodium
- Calcium chloride CaCl_2 MM=111g/mol de marque BIOCHEM

Tableau N°04 : Caractéristique des produits chimiques utilisés.

Produit	Propriété
Hydroxyde de sodium	Formule chimique : NaOH Masse molaire : 40g/mol
Acide Hydrochlorique	Formule chimique : HCl Masse molaire : 36,46094 g/mol Point de fusion : $-30\text{ }^\circ\text{C}$, 37 % HCl Point d'ébullition : $48\text{ }^\circ\text{C}$, 38 % HCl
Acide sulfurique	Formule chimique : H_2SO_4 Masse molaire : 98,078g/mol
Ethanol	Formule chimique : $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$ Masse molaire : 46,0684 g/mol Densité : 789 kg/m ³
1,5 Diphénylcarbazine	Formule chimique : $\text{C}_{13}\text{H}_{14}\text{N}_4\text{O}$ Masse molaire : 242,28 g/mol
Alginate de sodium	Formule chimique : $\text{C}_6\text{H}_7\text{NaO}_6$ Masse molaire : 198,11g/mol
Calcium chloride	Formule chimique : CaCl_2 Masse molaire : 111g/mol

III-4- Méthodes :

III-4-1-Caractérisation et traitement des boues activées :

III-4-1-1-Approvisionnement en boue de traitement :

Nous avons prélevé des échantillons à la station d'épuration Djelfa en 22 février Dans quatre seaux de cinq litres. Ensuite, j'ai séché les échantillons dans l'air en les plaçant dans un bassin. Après une semaine de séchage naturel directement au laboratoire d'université de Zain Achour de Djelfa pour analyse. Pour commencer par l'analyse, une phase de base doit être suivie, qui est de sécher les échantillons dans étuve à 105°C et 24h, après meulage les échantillons d'obtenir une poudre homogène .cette préparation est passées en 2 phase : séchage et tamisage.

III-4-1-2-Séchage de la boue :

En pesé à 500mL liquide des boues après séchage à 105°C et 24h dans l'étuve par la suite à chaque échantillon à été pesé et calcule la humidité avec la formule :

$$H(\%) = ((Ph - Psec)/Ph) * 100$$

Avec :

H(%) :humidité de boues en %

P h :poids de boues humide en g

P sec : poids de boues sec en g

III-4-1-3-Tamisage de la boue :

Après séchage, les échantillons passent sur un tamis 500µm pour obtenir une poudre facile à utiliser pour l'analyse.

III-4-1-4-Taux de carbone dans la boue :

105C° : La teneur total solide est exprimé en tant que rapport des poids obtenus avant et après les processus des séchages en pourcentage.

$$T = (M2 * 100)/M1$$

Avec :

T :Teneur en solide en pourcentage,

M₁ :le poids de l'échantillon initial (humide),

M_2 : le poids après séchage,

180C° : Le séchage par rapport à un séchage à 105C° permet d'évaluer la teneur en sels de l'eau de cristallisation, la teneur en eau liée aux hydroxydes et certaine matière volatile.

Le poids est devenu 9,5g.

550C° : Le processus de séchage à 105C° sont chauffés à 550C° pendant deux heures dans un four. Le poids est devenu 5,5g.

III-4-1-5-Traitement physico-chimique des boues :

Le traitement chimique et physique vise à éliminer la biomasse des métaux lourds, selon des études antérieures. D'après Selatnia et al ; (2004) La masse a été étudiée pour le traitement chimique par l'hydroxyde de sodium (NaOH).

III-4-1-5-1- Traitement de la boue par l'hydroxyde de sodium (NaOH) :

Cette partie de traitement calculé la quantité de hydroxyde de sodium qui utilisé dans l'expérience de traitement :

$C_{NaOH} = 0,1 \text{ mol/l}$, $M(NaOH) = 40 \text{ g/mol}$, $V = 1000 \text{ ml} = 1 \text{ L}$

$m = M * C * V$ donc la masse est $m = 40 * 0,1 * 1 = 4 \text{ g}$

-Mode opératoire :

Dissoudre un 4g de NaOH avec 500ml de l'eau distillé dans Erlenmeyers de 1000ml et ajouté 5g de boue poudre. Nous mettons cette solution un agitateur 3 heures après décantation un 1 jours après ajouté l'eau distillé pour dilution et puis sécher 24h.

III-4-1-5-2-Traitement de la boue par l'acide hydrochlorique (HCl) :

$P = 36\%$ (Perte) et $d = 1,18$

Calcul la concentration acide concentré :

$C_{ac} = (10 * P * d) / M$, $M = 36,5$ donc $C = (10 * 36 * 1,18) / 36,5 = 11,63 \text{ mol/l}$

$C_i * V_i = C_f * V_f$

$V_i = (C_f * V_f) / C_i = (0,1 * 500) / 11,63 = 4,29 \text{ ml}$

-Mode opératoire :

Cette préparation Le même m'a traitement chimique de NaOH.

III-4-1-5-3--Immobilisation de la boue avec le gel d'alginate de sodium :

-Mode opératoire :

Les essais de immobilisation à été réalisé dans un mélange 4g de gel d'alginate de sodium et 200ml de l'eau distillé divisé un 3 avec un masse 1g des boues dans béchers.

En fin à chaque solution prendre la seringue ajoutée dans la solution de calcium chloride (cacl₂) après séchage 105C° et 24h.

III-5-Dosage du chrome hexavalent par spectrophotométrie moléculaire :

III-5-1- Principe de méthode :

Pour le dosage du chrome hexavalent, nous avons utilisé la méthode décrite par Rodier (2009). En solution légèrement acide, le chrome hexavalent réagit avec la 1,5-Diphénylcarbazide pour donner une coloration rouge violette susceptible d'un dosage par spectrométrie d'absorption moléculaire.

Lors du dosage, les ions Cr(IV) oxydent la 1,5-Diphénylcarbazide en 1,5- Diphénylcarbazide et sont donc réduite en chrome trivalent. La forme énolique de la carbazone réagit avec les ions chrome trivalent pour former un complexe avec une coloration rouge-violette, ce complexe est susceptible d'être analyser par UV-Visible à 540 nm (Rodier ; 2009).

Cette méthode permet de mesurer des concentrations allant de 5µg/L à 0,5 mg/L, dans le cas ou l'intervalle de mesure est étendu nous avons procédé à une dilution de l'échantillon

III-5-2-Préparation des réactive :

III-5-2-1- Solution de l'acide sulfurique à 176g/l :

Mode opératoire :

Dans la hotte prépare à 50 ml de l'acide sulfurique après ajoute l'eau distillée pour arriver à 500 ml dans une fiole jaugée.

Remarque :

- on signale le dégagement de chaleur
- cette solution a été utilisée pour la préparation de 1,5 Diphénylcarbazide.

III-5-2-2- Solution de 1,5 –Diphénylcarbazine :

Mode opératoire :

Pèse à 0,2 g de 1,5 Diphénylcarbazine dans balance, ensuite par une pipette graduées on prélève 400 ml de la solution d'acide sulfurique à 176g/l dans un fiole 500ml, Ajoutez ensuite 100 ml d'éthanol (dilution de 1,5 Diphénylcarbazine) .

Remarque : cette solution conserve dans le réfrigérateur.

III-5-2-3- Solution mère de chrome hexavalent à 1g/l :

Mode opératoire :

On pèse 0,28 g de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) on faire dissoudre cette quantité dans 100 ml de l'eau distillé à l'aide d'une fiole jaugée.

III-5-2-4- Solution fille étalon de chrome à 5 mg/L :

-Mode opératoire :

A l'aide d'un micro pipette 200 μ l ajouté 0,5ml de solution mère de chrome hexavalent dans une fiole jaugée qui contient le volume 100 ml de l'eau distillé.

III-5-2-4-1- Etablissement de la courbe d'étalonnage:

Dans des séries de fioles jaugées de 50ml bouchées et émeri et numéroté, on introduit successivement les volumes présentés dans le tableau 01 en agitant après chaque addition

:Tableau N°05 : Composition des solutions standards du chrome hexavalent

Numéro des flacons	Témoin	1	2	3	4	5	6
Solution étalon de Cr (VI) à 5mg/L (ml)	0	0,5	1	2	3	4	5
Eau distillé (ml)	50	49,5	49	48	47	46	45
Correspondance en mg/L de Cr (VI)	0	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Solution acide de Diphénylcarbazine (ml)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3

Dans des tubes à essai on introduit 5mL de chaque solution et on a ajouté 0,3 ml de l'acide 1,5-Diphénylcarbazine, nous avons mélangé puis laissé au repos pendant 10 minutes pour permettre un développement complet de la coloration violette

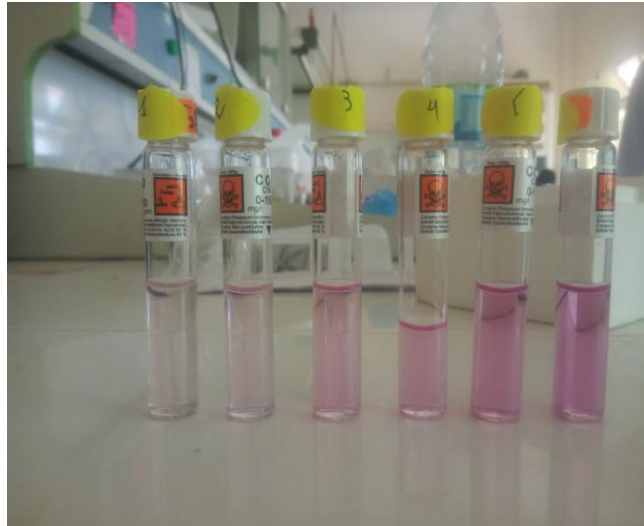


Figure 3: Solutions étalons

Dans des cuvettes en plastique, les solutions étalons de chrome hexa valent ont été analysées par spectrophotométrie UV-Visible à 540 nm. Pour l'analyse des échantillons, 5ml d'extrait de sol sec a été mélangé avec 0.3 ml de solution et laissé pendant 10 min et par la suite analysé dans les mêmes conditions de la courbe d'étalonnage.

Les lectures au spectromètre ont été effectuées à la longueur d'onde 540 nm et se reporter à la courbe d'étalonnage pour le calcul de la concentration en chrome hexa valent. Chaque dosage a été effectué en triplicata, la moyenne et l'écart type ont été calculés par le logiciel OriginPro 8.0.

III-6-Utilisation de la boue sous différents formes pour la fixation du chrome hexavalent :

cette partie qui étudie la temps du contacte du chrome hexavalent et l'effet de ph ,isotherme d'adsorption.

les résultats de l'adsorption du chrome hexavalent sont exprimé en terme de Taux d'élimination est la pourcentage adsorbée et la capacité d'adsorption est la quantité adsorbée en mg/g de biomasse.

on peut calculer le Taux d'élimination en utilisant la formule :

$$T(\%) = \left(\frac{C_0 - C_f}{C_0} \right) * 100$$

Avec :

T(%) :Taus d'élimination en pourcentage

C₀ :la concentration initiale du chrome hexavalent en mg/L.

C_f : la concentration à l'équilibre finale de biomasse en mg/L.

Et aussi calculer la capacité d'adsorption :

$$q = \frac{C_0 - C_f}{X}$$

Avec :

q : la capacité d'adsorption en mg/g.

C_0 : la concentration initial du chrome hexavalent en mg/L.

C_f : la concentration à l'équilibre finale de biomasse en mg/L.

X : la concentration en biomasse en mg/L.

III-6-1-Effet de pH sur la capacité d'adsorption du chrome hexa valent :

Le pH est un paramètre essentiel à prendre en compte dans les processus de l'adsorption.

À été étudié en utilisant un ph mètre. des échantillons de masse 0,1g ont été mélange avec de volume 100ml de solution Cr^{6+} dans les béchers de 250ml.

Le ph de solution à été ajusté sur les valeurs suivants : 2, 4, 7, 9,12. En ajoutant soit quelque goutte de solution concentré de HCL ou NaOH ont été ensuite agité 24heure.

III-6-2-Cinétique d'adsorption :

Les essais de cinétique on été réalisé en mélange des volumes de 200ml l'eau distillé et 1g/l de Cr^{6+} avec un masse 0,2g dans des béchers de 250ml. L'homogénéisation des mélanges un agitateur à barreau magnétiques avec une agitation constante (400) des prélèvements ont été effectuée à différents l'intervalle de temps(0-195min).

III-6-3-Isotherme d'adsorption du chrome hexavalent sur différents boues :

Les échantillons des boues sont broyés tamis à 500 μ m puis séché à l'étuve à 105C° pendant 24 heure. Dans béchers on place un masse 0,1g des boues (traité et immobilisé) avec une différente concentration (5mg/L, 10mg/L, 30mg/L, 50mg/L, 100mg/L). Ces béchers sont ensuite fermé Para film placé dans agitateurs, agité des façons régulière pendant 24 heure , Les mélanges sont enfin filtrés.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

Dans ce présent chapitre, nous allons présenter les résultats obtenus lors des manipulations ainsi leurs interprétations.

IV-1-Caractérisation et traitement des boues activées:

IV-1-1-Aspect morphologique des boues brutes:

Après sortie du bassin d'aération, les boues se trouvent sous forme hydratées, elles se caractérisent par un aspect liquide et une odeur désagréable. On a pris une quantité brute pour les différentes manipulations, on a commencé par une caractérisation physique pour déterminer le taux d'humidité, le pH et le taux de matière organique dans la boue.

Le tableau 6 représente les caractéristiques physiques des boues activées :

Tableau N°06: Caractéristiques physiques de la boue activée

Paramètre	Résultat
Ph	7,78
Taux d'humidité (%)	94%
Matière organique (%)	95%

L'humidité est un paramètre important de caractérisation des boues, cela a été déterminé par méthode gravimétrique. Cette méthode consiste à sécher les échantillons à 105°C pendant 24h, cette durée est suffisante pour une stabilité de la masse. Le résultat de l'humidité est exprimé en termes de pourcentage de taux d'humidité, la valeur de l'humidité de la boue brute a été trouvée 94%, cette valeur élevée peut être expliquée par la provenance de cette boue, elle a été apportée directement du bassin de décantation avant d'être déshydratée. En comparant avec d'autres résultats trouvés, un taux d'humidité de 10% a été constaté par Iddou et Mohand ; (2005) mais après épandage, ce qui montre l'effet de cette opération sur l'humidité de la boue. En comparant les résultats de pH les mêmes auteurs ont trouvés que le pH de leur boue est neutre (autour de 7) ce qui est proche de ce que nous avons trouvés, ils ont trouvés que le taux de matière organique est de l'ordre de 74% ce qui est inférieur à celui trouvé pour notre boue, ce qui peut être expliqué par la contribution des traitements d'épandage dans la diminution de la matière organique.

IV-1-2-Aspect morphologique des boues traitées:

Afin d'améliorer la capacité d'adsorption de la boue, des traitements physico-chimiques ont été effectués. Nous avons commencé par un traitement chimique par HCl, et par NaOH, et une immobilisation des différentes boues brute et traitées.

Après traitement, la couleur de boue devient plus foncée, l'odeur désagréable à diminuer et la texture devient de plus en plus lisse.

IV-2-Quantification du chrome hexavalent (Cr⁺⁶):

Pour la quantification du chrome hexavalent, nous avons utilisés la méthode spectrophotométrique à 1,5 Diphénylcarbazide cette méthode consiste à former un complexe de ce dernier avec le chrome hexavalent, ce complexe a une absorbance maximale à 540 nm. Cette méthode est performante et pratiquement sans interférence dans la gamme de concentrations entre 0.5 µg/L et 0.5 mg/L de chrome hexavalent. Les graphes des courbes d'étalonnage ont été tracés avec le logiciel Origin Pro 8.0.

La figure 4 regroupe les courbes d'étalonnage réalisées tout au long de notre travail pratique

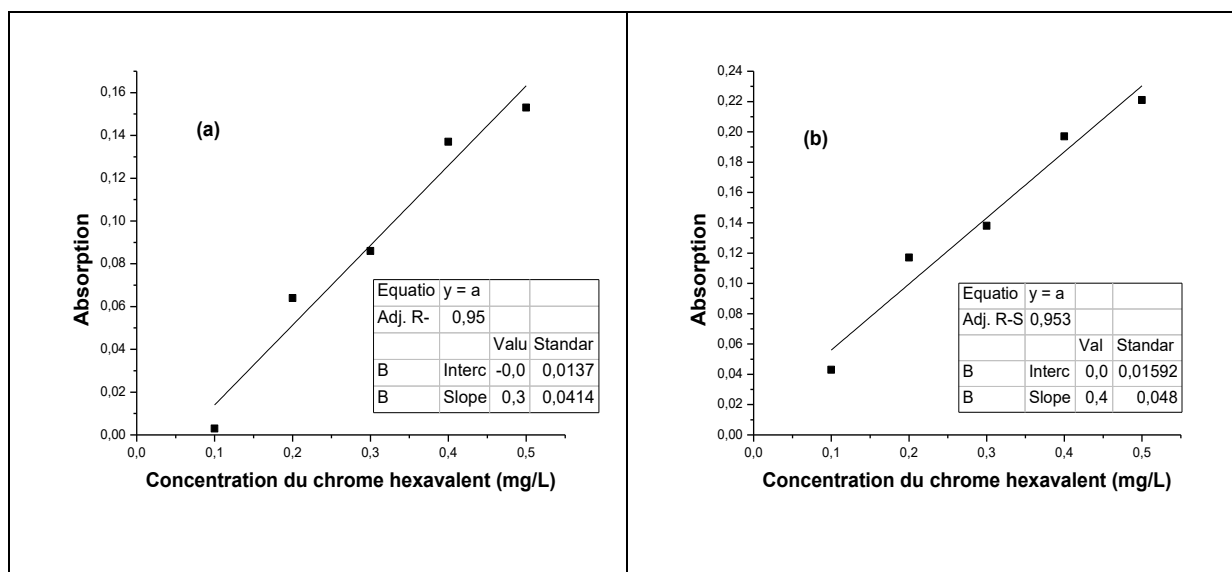


Figure 4 : Courbes d'étalonnage de l'analyse chrome hexavalent par 1,5 Diphénylcarbazide (a) date : 2/5/2019 ; (b) date : 5/5/2019

IV-3-Essais de l'adsorption du chrome hexavalent sur les différents types de boues activées :

Nous avons utilisés la boue activée sous forme brute, traitée par HCl, traitée par NaOH et immobilisée sur le gel d'alginate pour la fixation des ions Cr(VI), l'effet des différents paramètres a été testé, à savoir l'effet du pH, temps de contact et concentration initiale en chrome hexavalent, l'objectif de cette étude est de savoir les interactions qui peuvent intervenir lors du contact du chrome avec la boue de la station d'épuration. Ces interactions sont responsables de l'élimination partielle du chrome hexavalent lors du traitement biologique dans la station, le phénomène qui a été soulevé par Saïlla ; (2018).

IV-3-1-Effet du pH :

Parmi les paramètres les plus importants qui affectent le phénomène d'adsorption est le pH du milieu (Dabrowski ; 2001). Le pH joue un rôle important dans la spéciation du métal ainsi dans l'état d'ionisation du biosorbant (Mourabet et *al* ; 2012). Nous avons donc trouvé judicieux d'étudier l'effet du pH sur l'adsorption du chrome par les boues activée. Nous avons considéré une quantité d'adsorbant de 0,1g pour une solution de 100 ml de Cr⁺⁶ et ce pour un domaine de pH variant de 2 à 12 tout en maintenant la température constante. Le pH de la solution est ajusté par addition de HCl et/ou de NaOH 0.1 N sous agitation. Les échantillons sont analysés conformément à la méthode décrite auparavant.

Les résultats de l'effet du pH sur le taux d'élimination du chrome hexavalent pour différents types de boue sont regroupés dans la figure 5

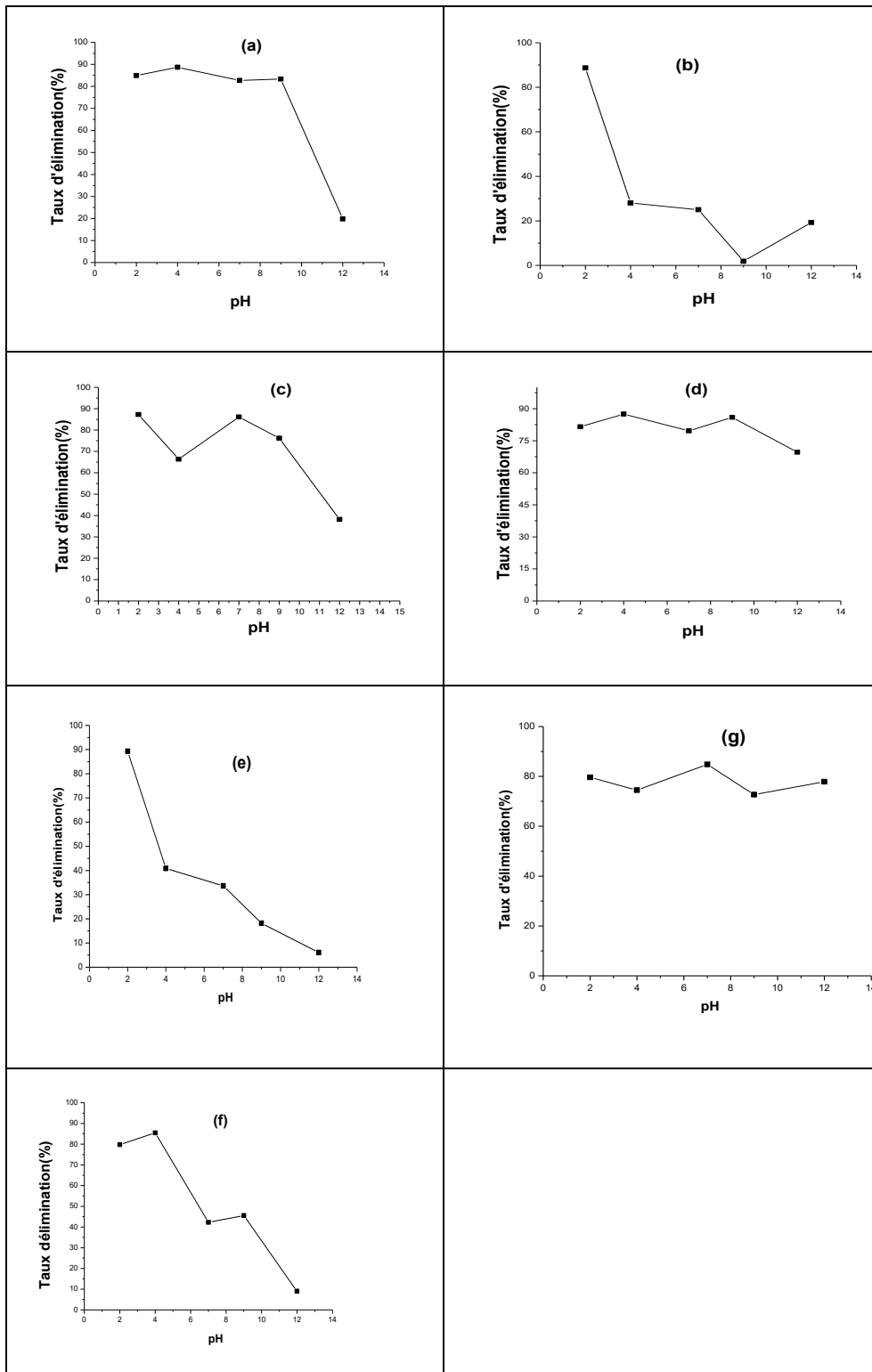


Figure 5 : Effet de pH de taux d'élimination du chrome hexavalent dans différent biomasse : (a) boue brute , (b) boue traité par NaOH, (c) boue traité par HCl, (d) boue traité par HCL immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) boue brute immobilisé, (g) Alginet de sodium.

Nous avons constaté que le taux d'élimination dépend largement de la valeur de pH du milieu, dans la majorité des cas, le taux d'élimination diminue en augmentant le pH, ce qui peut être expliqué par le fait que la charge de la boue est positive dans un pH acide ce qui favorise la fixation des anions chromates. Par contre pour des pH fortement basique, la boue sera chargée négativement à cause de la dominance des ions OH^- , ce qui provoque des forces de répulsion avec les ions chromates. Le pH idéal pour l'adsorption du chromate sur différents types de boue se situe entre 1 et 7.

En comparant la boue brute avec la boue traitée, nous constatant que le traitement acide par HCl est le meilleur pour augmenter le taux d'élimination du chrome, ça peut être expliqué par la libération des sites actifs positifs après contact avec HCl.

IV-3-2-Cinétique d'adsorption du chrome hexavalent :

L'étude de la cinétique d'adsorption est très importante pour le choix des conditions optimales pour la conception et le dimensionnement du procédé à l'échelle pilote ou semi-pilote.

Les résultats de cette étude sont regroupés dans la figure 6 :

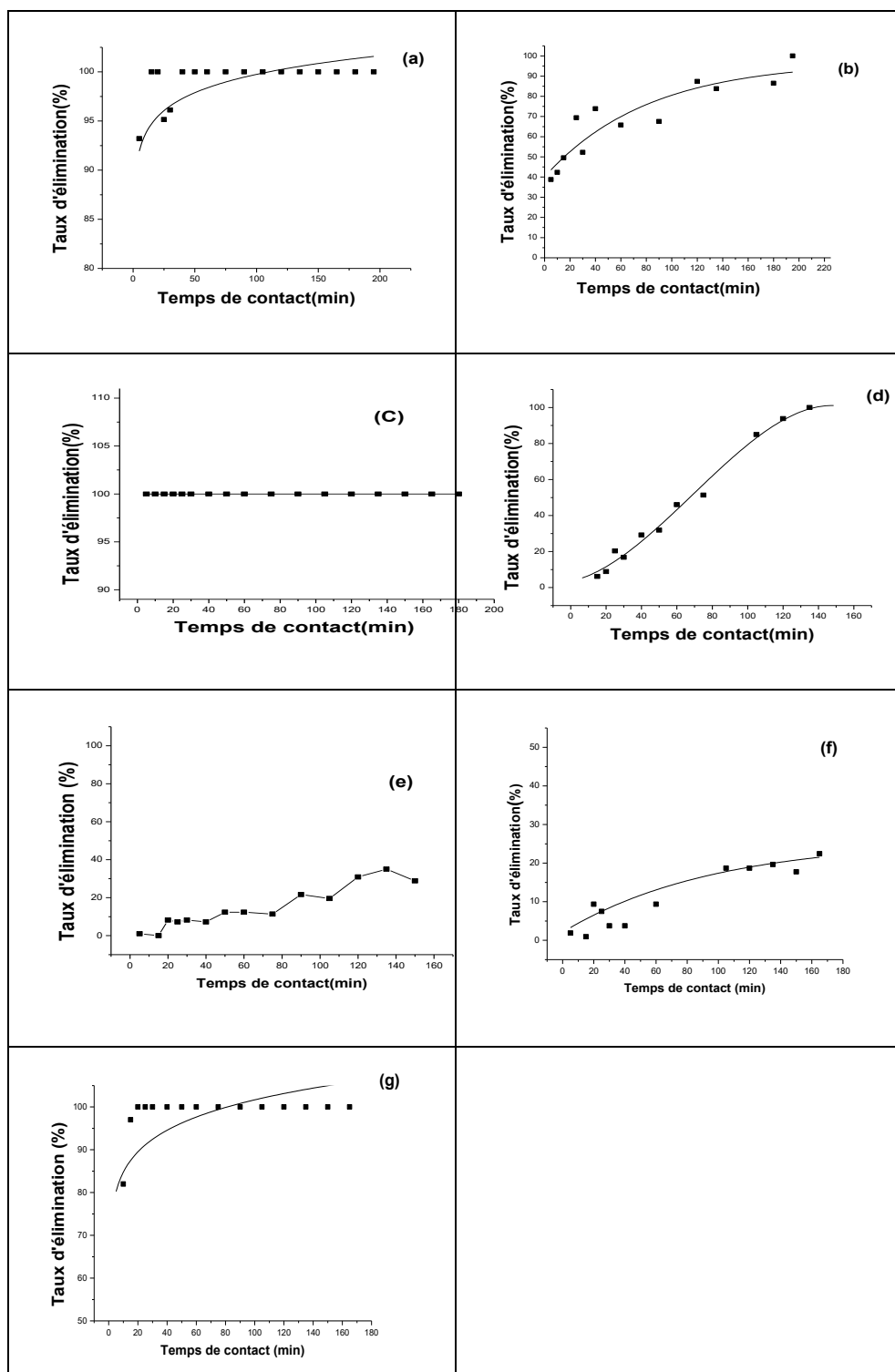


Figure 6: Effet de temps de contact sur l'adsorption (0-180min) : (a) boue brute, (b) boue traité par NaOH, (c) boue traité par HCl, (d) boue traité par HCl immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) boue brute immobilisé, (g) Alginate de sodium.

D'après les résultats dans la figure 3, nous constatons que l'élimination du chrome est rapide dans les premiers temps, après certain moment la vitesse d'élimination se stabilise à un maximum d'équilibre, cet équilibre est atteint après environ deux heures de contact.

Le taux d'élimination à l'équilibre varie de 20% et 40 % pour la boue immobilisée et la boue immobilisée traitée par NaOH respectivement à 100% pour les autres types de boues, à savoir la boue brute, traitée par HCl et l'alginate seul.

En comparant le taux d'élimination du chrome avec la boue brute et avec la boue traitée par HCl, nous constatons que l'élimination avec la boue traitée est trop rapide, l'équilibre est atteint immédiatement après contact.

Ce résultat est en accord avec les résultats trouvés dans l'effet du pH. Ça peut être expliqué par l'action de l'acide chlorhydrique sur la surface de la boue en libérant de plus en plus les sites actifs d'adsorption. Un phénomène similaire a été constaté pour d'autres types de biosorbant où la capacité d'adsorption a été largement augmentée après traitement chimique de l'adsorbant (Selatnia et al ; 2004), les auteurs ont expliqué cette augmentation par la contribution des ions hydroxydes dans la libération des sites actifs d'adsorption.

IV-3-2-1-Modélisation cinétique :

Pour la compréhension des étapes d'adsorption et la démonstration de la vitesse de chaque étape, la modélisation cinétique est d'une grande importance dans les études d'adsorption.

Il existe plusieurs modèles qui peuvent décrire la cinétique de l'adsorption en mode discontinue, cette modélisation nous permet d'élucider la nature de l'adsorption, et d'extraire les différents paramètres cinétiques d'adsorption, à savoir les constantes cinétiques et les capacités d'adsorption à l'équilibre (Azouz ; 2018).

Nous avons opté pour les deux modèles les plus utilisés, le modèle pseudo-premier ordre et le modèle pseudo-second ordre.

IV-3-2-1-Application du Modèle pseudo-premier ordre :

Les graphes dans la figure 7 regroupent l'évolution de $\text{Log}_{10} (q_e / (q_e - q_t))$ en fonction du temps de contact pour les différents types des boues .

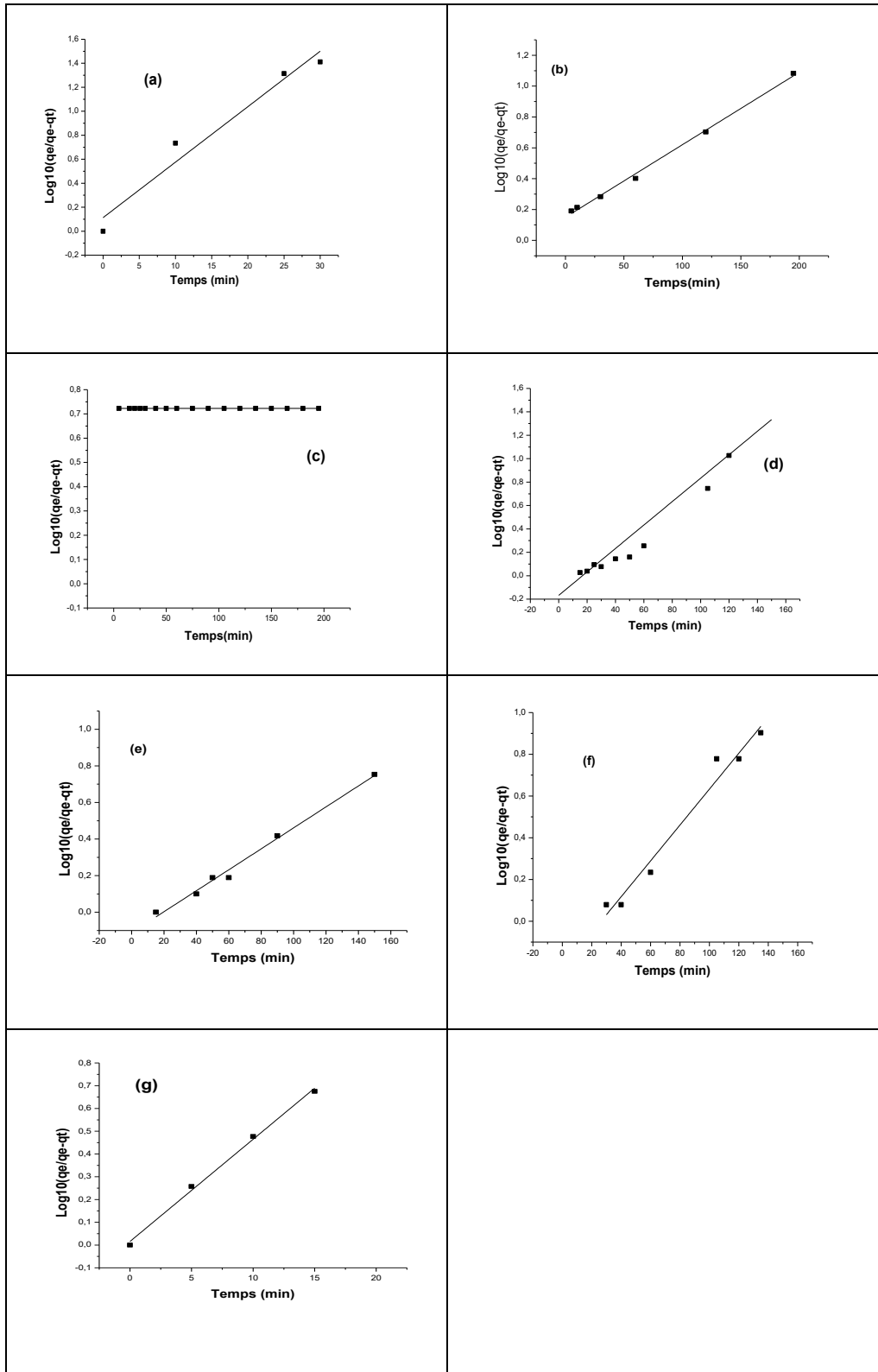


Figure 7 : Modélisation de la cinétique d'adsorption par un équation de pseudo- premier ordre :
 (a) boue brute , (b) boues traité par NaOH, (c) boue traité par HCL, (d) boue traité par HCL immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) Boue brute immobilisé, (g) Alginate de sodium.

IV-3-2-2-Application du modèle pseudo-second ordre :

Les graphes dans la figure 5 regroupent l'évolution de t/q_t en fonction du temps de contact pour différents types d'adsorbant

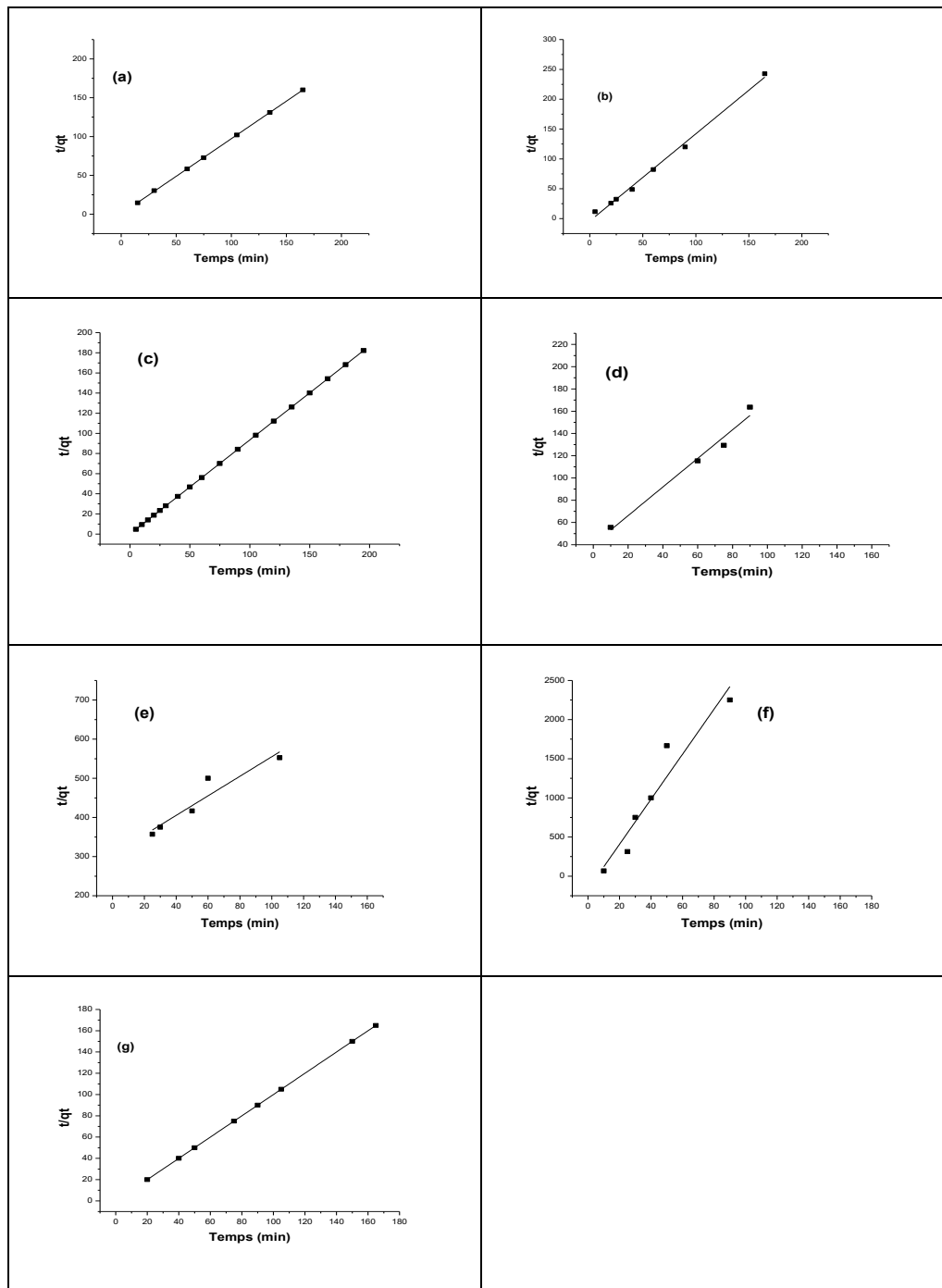


Figure 8: Modélisation de la cinétique d'adsorption par un équation de pseudo- second ordre : (a) boue brute, (b) boues traité par NaOH, (c) boue traité par HCL, (d) boue traité par HCL immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) Boue brute immobilisé, (g) Alginate de sodium.

D'après les figures 7 et 8, nous pouvons déduire que les modèles cinétiques de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre sont applicables lors de l'adsorption du chrome hexavalent sur différents types de boue. Les constantes cinétiques ainsi les coefficients de détermination sont regroupés dans le tableau :

Tableau N°7: Paramètre de cinétique pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre

Types des boues	Paramètre de cinétique pseudo-premier ordre		Paramètre de cinétique pseudo-second ordre		
	$K_1(\text{min}^{-1})$	R^2	$Q_e(\text{mg/g})$	$K_2(\text{g/mg.min})$	R^2
Boues brute	0,106375	0,943	1,033	2,03	0,999
Boues traité par NaOH	0,01081	0,996	0,684	-0,54	0,994
Boues traité par HCL immobilisé	0,023023	0,904	0,778	0,040	0,969
Boues traité par NaOH immobilisé	0,013179	0,989	0,40	0,020	0,877
Boues brute immobilisé	0,01978	0,968	0,0347	-5	0,908
Alginet de sodium	0,103247	0,994	1	0	1

D'après le tableau 7, les coefficients détermination R^2 obtenus par les deux modèles d'adsorption sont proches de 1 dans la majorité des cas, ce qui est expliqué par le fait que la cinétique d'adsorption suit les deux modèles à la fois, Plusieurs travaux de recherche ont été effectués dont ceux de tels que Hamadi et *al* , (2001), Sharma et *al* , (2009) et Demiral et *al* , (2008) qui ont également trouvé que la cinétique de l'adsorption du chrome (VI) sur une poudre de feuilles, sur du carbone activé granulaire et sur le charbon actif provenant de la bagasse d'olive est de second ordre. Le même constat a été soulevé par (Marzouk Trifi , 2012).

Lors de l'adsorption de chrome hexavalent sur l'alumine activée et par dialyse ionique croisée les auteurs ont expliqués la possibilité d'appliquer les deux modèles à la fois par a permis de préciser l'ordre de la réaction. En effet, vous appliqué deux modèles cinétiques, un modèle du 1er, un modèle du 2ème ordre.

Par comparaison des coefficients de régression des courbes correspondantes aux deux modèles cinétiques, on constate que ceux du 2ème ordre sont les plus proches de l'unité. On peut donc dire que la cinétique de la réaction d'adsorption du chrome sur l'alumine activée est fort probablement de second ordre.

IV-3-3-Modélisation d'équilibre d'adsorption :

Nous avons étudié l'évolution de la capacité d'adsorption en fonction de la concentration à l'équilibre du chrome hexavalent pour un temps équilibre de 24 heure dans une température constants de 25°C avec un teneur en biomasse de 1g/L.

Les modèles appliqués sont les modèles en monocouche de Langmuir et de Freundlich. Cette modélisation nous permet de déterminer le type d'adsorption et les paramètres de chaque modèle, en l'occurrence la capacité d'adsorption maximale.

IV-3-3-1-Application du modèle de Langmuir :

Le modèle de Langmuir propose que l'adsorption se déroule sur des sites d'adsorption homogènes, avec absence d'interactions entre les molécules adsorbées. La représentation linéaire de l'équation de Langmuir est illustrée dans la figure 9 :

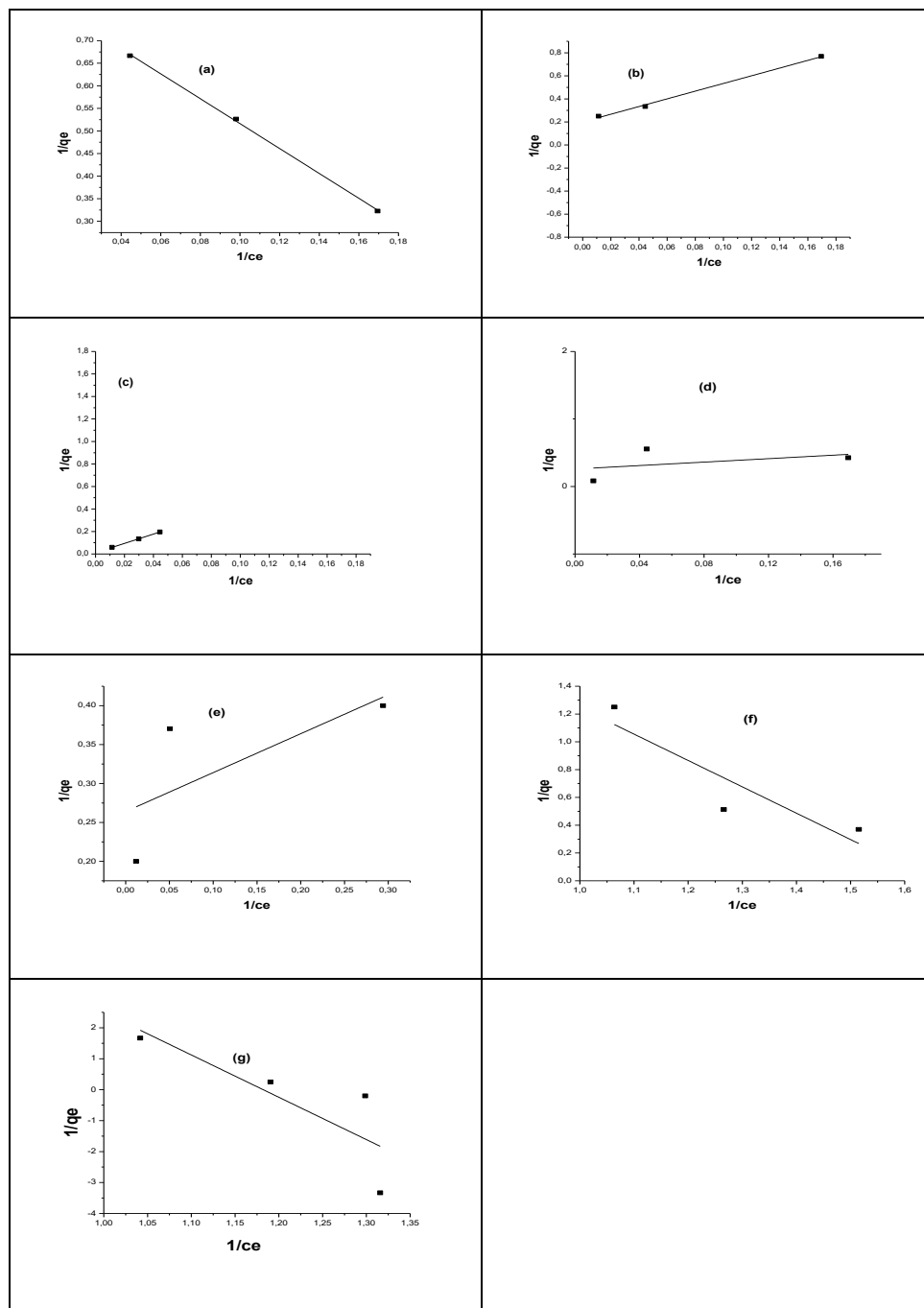


Figure 9 : Evolution de $1/q_e$ en fonction de $1/C_e$ pour différents types des boues: (a) boue brute, (b) boue traité par NaOH, (c) boue traité par HCl, (d) boue traité par HCL immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) boue brute immobilisé, (g) Alginate du sodium.

IV-3-3-2-Application du Modèle de Freundlich :

Le modèle Freundlich est une équation empirique utilisée pour décrire les systèmes en monocouches hétérogènes. La représentation linéaire de l'équation de Freundlich est montrée dans la figure 10.

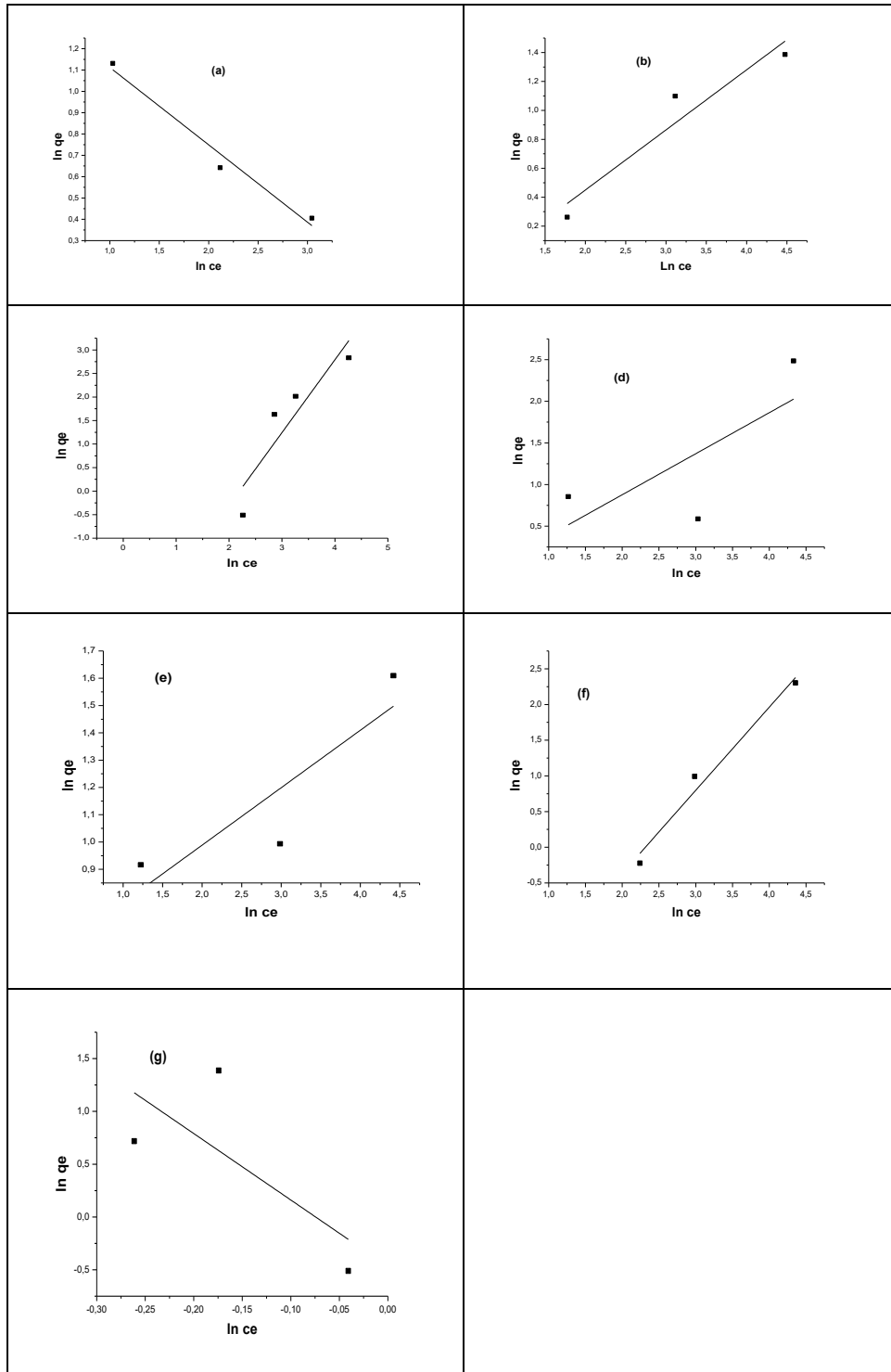


Figure 10: Evolution de $\ln q_e$ en fonction de $\ln C_e$ pour différents types des boues: (a) boue brute, (b) boue traité par NaOH, (c) boue traité par HCl, (d) boue traité par HCl immobilisé, (e) boue traité par NaOH immobilisé, (f) boue brute immobilisé, (g) Alginate du sodium.

Les constantes d'équilibre de l'adsorption du chrome hexavalent sur différents types de boue sont regroupées dans le tableau 8:

Tableau N°08 : Paramètre de Langmuir et Freundlich

Types des boues	Paramètre de Langmuir			Paramètre de Freundlich		
	Q_{max} (mg/g)	b (L /mg)	R^2	K_f (L/mg)	N	R^2
Boues brute	1,26	-2,18	0,998	4,34	2,77	0,889
Boues traité par NaOH	5	0,66	0,995	0,68	2,5	0,847
Boues traité par HCL	90,17	0,045	0,999	0,0033	0,64	0,750
Boues traité par HCL immobilisée	3,86	0,33	0,872	0,897	2,03	0,917
Boues traité par NaOH immobilisée	3,78	0,12	0,890	1,76	4,75	0,570
Boues brute immobilisée	0,318	-5,96	0,684	0,0067	0,85	0,956
Alginet de sodium	0,061	-22,95	0,540	0,62	0,15	1

D'après les figures 9 et 10 et le tableau 9, les coefficients de détermination R^2 obtenus pour les deux modèles d'adsorption montrent que pour les boues libres, à savoir boue brute, boue traitée par NaOH et boue traitée par HCl, le modèle de Langmuir est le plus représentatif avec des capacités d'adsorption maximales de l'ordre de 1.26 mg/g, 5 mg/g et 90 mg/g respectivement. Nous pouvons constater que la capacité d'adsorption maximale pour la boue traitée par HCl est nettement supérieure aux autres capacités, ça peut être expliqué par l'effet positif du traitement acide de la boue. Ce traitement contribue à la libération des sites actifs cationiques, ces sites sont d'une grande partie responsable à l'adsorption du chrome hexavalent.

Pour les boues immobilisées ainsi l'alginate seul, le modèle de Freundlich suit mieux les données expérimentales, avec des facteurs de détermination proche de 1 à l'exception de la boue immobilisée traitée par NaOH.

Conclusion

Conclusion

Conclusion générale :

Le travail réalisé au cours de ce mémoire s'inscrit dans le cadre général de la dépollution des eaux usées. Il a eu pour objectif d'étudier la possibilité d'utiliser les boues activées pour l'adsorption du chrome hexavalent.

Dans ce travail, nous avons essayé de préparer et caractériser les boues activées et nous avons obtenu des résultats très satisfaisants. Nous avons réalisé l'étude de la cinétique d'adsorption du chrome hexavalent sur la boue activée en mode batch et suivie par l'étude des isotherme d'adsorption. Une étude préliminaire de l'influence des différents paramètres a été réalisée afin de montrer l'influence de chaque paramètre. Ces facteurs retenus sont les suivants : pH, temps de contact, concentration du métal initial.

Cette étude a permis de montrer que l'adsorption dépend essentiellement du pH et de la quantité des boues mise en contact. Le pH optimum pour lequel on a un maximum d'élimination est situé dans le domaine neutre.

L'étude de l'équilibre d'adsorption a été effectuée à une température 25°C. Les résultats expérimentaux ont été confrontés aux modèles de Freundlich et Langmuir. Les valeurs des coefficients de corrélation sont proches de l'unité. Ceci permet de déduire que l'adsorption s'effectue en monocouche, ce qui constitue un atout de cette boue activée. Il est à noter que pour avoir une adsorption en monocouche, les adsorbants sont modifiés chimiquement ou physiquement afin d'augmenter leurs capacités d'adsorber.

L'étude de la cinétique d'adsorption du chrome sur la boue activée a permis de préciser l'ordre de la réaction. En effet, nous avons appliqué deux modèles cinétiques, un modèle du pseudo-premier ordre et un modèle de pseudo second ordre. Par comparaison des coefficients de régression des courbes correspondantes aux deux modèles cinétiques, on a constaté que les deux modèles peuvent décrire notre système d'adsorption.

A la lumière de ces résultats, on peut affirmer que la boue activée constitue une solution efficace pour réduire les teneurs en chrome présentes dans les eaux usées chargées en chrome.

Références bibliographiques

Référence bibliographique

Références bibliographiques :

Actu-Environnement ;(2010)-*Traitement des boues en station d'épuration.*

https://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/traitement-desboues/traitement-boues-station-epuration.php4?fbclid=IwAR0sJdkfhvh6V77JrTDzGu_We8PVKSRwIvfbp3i8q.

(Page de consulte 6 septembre 2010).

Alain M ;(2001)-*Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres.*1^{ème} édition 11,rue Lavoisier. Paris, France.

Arodi Bernal-Martinez ; (2005)-*Elimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation-digestion anaérobie.* Thèse en génie des procédés, MONTPELLIER II, France.

Azouz Fadhila ;(2018)- *Biosorption d'un colorant utilisé en biologie (Bleu de Méthyle) sur un Déchet Issu de la Fermentation (Pleurotusmutilus).*Mémoire Master. Univ. Département de Biologie .Ziane Achour de Djelfa,59p.

Bacha N et Begriche DJ ; (2011)-*élaboration de membrane d'affinité pour la récupération de chrome hexavalent .*Mémoire de Magister .Univ .Département de chimie .Mammeri de Tizi-Ouzou ,70p.

Barnhart J;(1999)-*Occurrences, uses and propreties of chromium. Regln. Toxicol.Pharmacol, 26,3-7p.*

Basma khadro; (2008)- *conception et réalisation de biocapteurs pour le suivi de polluants dans les eaux naturelles, N° d'ordre 284, p3.*

Bellir k ;(2002)-*caractérisation de la rétention du cuivre par des matériaux naturelle utilisé dans l'imperméabilisation des décharges .*Thèse Magistère, univ, Mentouri Constantine.

Ben Djeklile T., (2013)-*Etude de traitement de l'eau usée dans la station de la tannerie de Djelfa.* Mémoire de licence. Univ. SNV., Djelfa, 40 p.

BengattaneAchouak et Ben Ali Aicha ;(2015)-*Traitement des eaux usées de la ville d'El-oued à l'aide des matériaux à base d'argile* Mémoire Master Académique.Univ.Département Génie des Procédés ; KasdiMerbah Ourgla,21p.

Brinza L, Benning L G., Statham P.J;(2008)- *Adsorption studies of Mo and V onto ferrihydrite.* Mineralogical Magazine, 72: 385-388.

Référence bibliographique

Calvet R ;(2003)-*le sol, propriétés et fonctions*. Tome1 :Constitution et structure ,phénomènes aux interface,Dunod,Paris.

Chablid Derradji;(2012)-*Traitement des eaux usées industrielle –dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation, avancées et un traitement biologique*. Thèse doctorat.

Chiffoleau J F ;(1994)-*Le Chrome en milieu marin*, IFREMER N°8, France.

Camargo. A.O., Okeke. B. C., Bento. F. M., Frankenberger. W. T., Biorem. J., 8 (2004) 23-30.

Dabrowski.A;(2001)- *Adv. Coll. Inter. Sci.*, 93 1-3 ;135–224pp.

Dehya A et Bencherguine B;(2017)-*Etude physico-chimique de l'adsorption du chrome hexavalent sur la bentonite activée* .Mémoire Master. Univ Bejaia, Génie de l'Environnement,42p.

Debbeche chahinez ; (2013)-*la réutilisation des eaux usées épurées et la valorisation des boues*.Univ Djelfa, SNV ; 40p.

Décret exécutif n°36 du 21 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. Journal officiel de la publique Algérienne N°36 .

Demiral et al ; (2008)-*Adsorption of chromium (VI) from aqueous solution by activated carbon derived from olive bagasse and applicability of different adsorption models*.

Deschamps T. et al ; (2006)-*Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels*. Vertigo- la revue en science de l'environnement.

Dong. J., Wu. F., Huang. R., Zang. G., Intern. J. Phytorem., 9 (2007) ,167- 179.

Edeline F ;(1998)-*l'épuration physico-chimique des eaux :théorie et technologie*. Edition Cebedoc,Lavoisier.

Errais E ;(2011)-*Réactivité de surface d'argiles naturelles Etude de l'adsorption de colorant anionique*. Thèse Doctorant,Univ,Tunis,190p.

Freundlich ;(1906)-*Over the adsorption in solution ,J.physical.chem.57,385-471pp.*

Fiol. N., Poch. J., Villaescusa. I., Sep. Sc. Technol., 40 (2005) 1013-1028.

Gaujous D ;(1993)–*La pollution des milieux aquatiques* ,Aide mémoire .Lavoisier,212p.

Référence bibliographique

Garnier J ; (2008)-Sources et dynamique du chrome dans les sols ultra-mafiques de niquelândia ,Bresile. Thèse de Doctorat. Paris Sud, pp7-8.

Giles C H et al ; (1974)-A General treatment and classification of the solute Adsorption Isotherme.I.Theoretical.Journal of colloid and interface Science,47,755-765pp.

Gouvernement du Canada ;(1994)-Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire.Rapport d'évaluation : le Chrome et ses composés. Ed. Beauregard. Canada.

Greanga M ;(2004)-Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradable.

Guillou ;(2011)-Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar fulmarus glacialis in the North sea.

Gvozdiak. I, Mogilevich. N.F, Rylskii. A.F and Grishchenko. N. I., Mikrobiologiya. 55 (1986) 962- 965.

Hamaidi N ;(2012)-Modélisation et optimisation du procédé d'adsorption du phénol dans un réacteur batch par les plans d'expérience.Thèse de Doctorats.Univ,Bejaia.

Hamadi. N.K et al-(2001)-Chem. Eng. J., 84 :95–105pp.

Hannat katia et Belaid Djamila;(2017)- Adsorption du Chrome VI par les microsphères à base de polyether sulfone modifiées par l'Aliquat-336.Mémoire master .univ. Sciences Technologique ;A. MIRA – Bejaia,48p.

Henri Aussel, Graziella Dornier (novembre 2004)-le traitement des eaux usées .Institut national de recherche et de sécurité, Paris.

Hlavackova P ; (2005)-Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. Thèse de Doctorat, Lyon, France. 207p.

Iddou Abdelkader et Mohand S-O;(2005)-Étude de l'élimination de Cr(VI) par une boue biologique après épandage. Water Qual ,40(2), 184-190pp.

James B et Bartleit R J ; (1983)-Behavior of chromium in soils. VII. Adsorption and reduction of hexavalent forms. J. Environ. Qual. 12, 177–181p.

Jeam Marc rerland etcatherine juery;(2002)-les procédés membranaires pour les traitements de l'eau .Document techniques FNDAE. Minister de l'agriculture de l'alimentation de la peche etdes affaires rurales N°:14, 68p.

Référence bibliographique

Jose R. Peralta-Videa, Martha Laura Lopez, Mahesh Narayan ;(2009)-*The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain.*The international journal of biochemistry & Cell Biology 41, 1665-1677pp.

Koller E ;(2004)-*traitement des pollutions industrielles Eau.Air.Déchets .sol. Boues .Paris ,4-8pp.*

Langmuir I ;(1918)-*The adsorption of gase on plane surface of glass,mica and platinumium.*J.Am.chem.Soc.40,1361-1403pp.

Lagergeen;(1898)-About the theory of so-called adsorption of soluble substance .*Vetenskapsaka.Handl ;24,1.*

Laurette S ;(2004)- *Utilisation des fibres de carbone activé comme catalyseurs de O- et Nglycosylation Application à la synthèse d'analogues de saponines et de nucléosides.* Thèse de doctorat; université de Limoge.

Limousin G et al;(2007)-*Sorption isotherms :areview on physicalbases,modelling and measurement ,Applied Geochemistry,22,275-294pp.*

Losi M et al ;(1994)-*environnemental biochemisty of chromuim .Reviews of environnemental.contamination and toxicology.* 91-121p.

Losi. M. E, Amrhien. C., and Frankenberger. Jr.W.T., *Enviro. Toxi. Chem.,* 13 (1994) 1727-1735. ;

Lynch J.,(2001)-*Analyse physico-chimique des catalyseurs industriels.* Editions TECHNIP, France. 313p.

Lytle et al ; (1998)-*Reduction of Cr(VI) to Cr(III) by wetland plants.* *EnvironmentalScience and Technology*32, 393-3087pp.

Marzouk Trif Ikhlas ;(2012)-*Etude de l'élimination du chrome (VI) par adsorption sur l'alumine activée et par dialyse ionique croisée.* Thèse de Doctorat. Université Paris-Est, Français.

Marlet S et Diaye M K ;(1998)-*Evolution temporelle et variabilité spatiale des indicateurs de la dégradation des sols par alcalinisation et sodisation de l'Office du Niger- Tome 1, synthèse.*Pôle Systèmes Irrigués, Etude et travaux 8.

Massara. H., Mulligan. C. N., Hadjinicolaou. J., *Biores. Technol.* 99 (2008) 8637-8642.

Référence bibliographique

Mekhalif Faiza ;(2009)-*Réutilisation des eaux résiduaires industriels épurées comme eaux d'appoints dans un circuit de refroidissement* .Mémoire de magister.

Ming-Ho YU ,(2004)-*Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants (second edition)*” ISBN 1-56670-670-X (alk. paper).

Mizi Abdelkader ;(2006)-*Traitement des eaux de rejet d'une raffinerie -région de Bejaia et valorisation de déchets oléicoles*, Thèse de Doctorat.

Moumenine Sarah ;(2011)-*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 BekrBelkaid-Tlemcen.

Mouaziz S ;(2012)-*Préparation et caractérisation des bentonites modifiées par des sels de Bis-imidazolium-Application à l'adsorption du bleu Telon*. Mémoire de Mastre,Univ,AboubakrBelkaid ,Tlemcen.

Moulay A A et al ;(2008)- *Les effluents de la tannerie, caractérisation et impact sur le milieu marin*.

Mourabet M et al ;(2012)-*Removal of fluoride from aqueous solution by adsorption on hydroxyapatite (HAp) using response surface methodology*.Journal of Saudi Chemical Society10.1016/j.jscs.2012.03.003.

Nassem R et Tahir S S ;(33-11-2001)-*Removal of Pb(II) from aqueous/acidic solutions by using bentonite as an adsorbent*.Wat.Res, 3982–3986.

Nieboer E et al ;(1988)- Biologic chemistry of chromium. *Advances in environmental Sciences and Technology* **20**: 21- 81pp.

Park. D., Lim. S., Yun. Y., Park. J. M., Chemosph., 70 (2007) 298-305

Ramade F ;(2000)-*Dictionnaire encyclopédique des pollutions*. Ed. Ediscience international, Paris, 689p

Rebhi A E ;(2010)-*Evaluation de la rétention du Chrome Hexavalent et Trivalent dans le sol de la région d'Ain Oussera*. Mémoire magister, 84p.

Reddy K., Parupudi S., Devulapalli, Charlie Y. Xu, (1997)-*Effects of soil composition on the removal of chromium by electrokinetics*. Journal of HazardousMaterials 55 1,35-158.

Richard C ;(1996)-*Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux*. Ed. Scientifiques et médicale Elsevier. Paris

Référence bibliographique

Rodier J et al ;(1996)-Analyse de l'eau :eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème édition .Ed .DUNOD, Paris.

Rodier J., (2009)-L'analyse de l'eau .9ème édition. Dunod, Paris.

Ross et al ; (1981)-Concentration and shear rate dependence of viscosity in random coil polysaccharide solution .

Sailla Noura ;(2018)- La pollution des eaux naturelles et usées par le chrome hexavalent dans la ville de Djelfa. Univ.Département des agronomie .Djelfa ,43p.

Salunkhe. P.B, Dhakephalkar.P.K and Paknikar.K.M. Biotechnology Letters. 20(1998) 749-751.

Sharma et al ; (2009)-Removal of CrVI from wastewater by adsorption on iron nanoparticles.

Selatnia et al ;(2004)-Biosorption of Ni²⁺ from aqueous solution by a NaOH-treated bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. Département de Génie Chimique, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, 10, Avenue Pasteur, Belfort, El-Harrach, Alger, Alegria. Ed. Scientifiques et médicale Elsevier.

Ünsal. A., Elif. K., Sevilay. T., Zümriye. A., Chem. Eng. Comm., 191 (2004) 1589-1605.

Weidong Z L, Junteng, Z, Renb S, Wangb C, Dub J, Mab;(2009)-Kinetic study of chromium(VI) facilitated transport through a bulk liquid membrane using tri-n-butyl phosphate as carrier. Chemical Engineering Journal 150, 83–89p.

Yahiaoui Noura ;(2012)-Etude de l'adsorption des composés phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif, Université Mouloud Mammeri Tizi-ouzou , Mémoire Magister.

Annexe



Balance



Balance Analytique



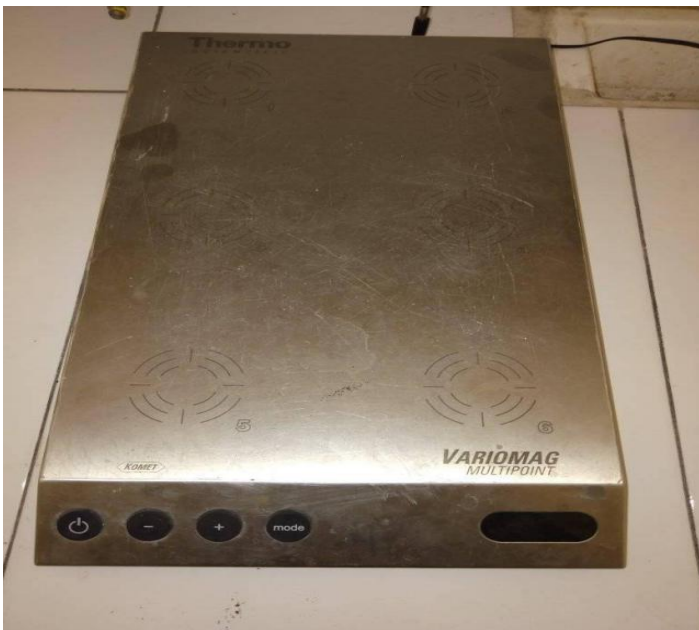
Spectrophotomètre



Réfrigérateur



Etuve



Agitateur STUART

ملخص :

عانت مدينة الجلفة من مشكلة تلوث المياه بالكروم الناجم بشكل رئيسي عن الدباغة ، ولهذا السبب يجب معالجة مياه الصرف الصحي بشكل مناسب ، وهناك عدة طرق حديثة لمعالجة المياه المحملة بالكروم بما في ذلك الامتزاز والتخثر والأكسدة الكيميائية ، وأفضل طريقة للعلاج هي الامتصاص الحيوي لأنه فعال وصديق للبيئة وأقل تكلفة. لقد اخترنا الحمأة المنشطة من محطة معالجة مياه الصرف الصحي لاختبار كفاءتها في امتصاص الكروم سداسي التكافؤ ، وأظهرت نتائج هذه الدراسة أن الحمأة فعالة لإزالة الكروم سداسي التكافؤ بأقصى قدرة من أجل 90 mg/g للحمأة المعالجة بحمض الهيدروكلوريك في درجة الحموضة 7 ، تتبع حركية الامتزاز النموذجين من الرتبة الأولى والرتبة الثانية في وقت واحد.

في النهاية يمكننا ان نستنتج ان الحمأة الطبيعية المعالجة باستخدام حمض الهيدروكلوريك فعالة في إزالة الكروم سداسي تكافؤ فهي تمثل معالجة بديلة لمياه الصرف الصحي المحملة بالكروم سداسي التكافؤ.

الكلمات المفتاحية:

الكروم , التلوث , الماء , الامتزاز , معالجة , الحمأة المنشطة.

Résumé :

La ville de Djelfa a souffre du problème de la pollution de l'eau par le chrome causées principalement par la tannerie, c'est pour cela l'eau usée doit être traitée convenablement. Il existe plusieurs méthodes modernes de traitement des eaux chargées en chrome, y compris l'adsorption, la coagulation et l'oxydation chimique. La meilleure méthode de traitement est la biosorption du fait qu'elle est efficace, écologique et moins couteuse. Nous avons choisi les boues activées de la station de traitement des eaux usées pour tester son efficacité dans l'adsorption du chrome hexavalent. Les résultats de cette étude nous ont montré que la boue est efficace pour l'élimination du chrome hexavalent avec une capacité maximale de l'ordre de 90 mg/g pour une boue traité par HCl à pH 7, la cinétique d'adsorption suit les deux modèles de pseudo premier ordre et de pseudo seconde ordre simultanément.

À la fin, nous pouvons conclure que des boues naturelles traitées par HCl sont efficace pour l'élimination du chrome hexavalent, elles représentent une bonne alternative de traitement des eaux usées chargées en chrome hexavalent.

Les mots clés :

Chrome, pollution, eau, adsorption, traitement, boues activées.

Abstract:

Djelfa city has suffered from the problem of chromium water pollution mainly caused by the tannery, for this reason the wastewater must be treated properly. There are several modern methods for treating chromium-polluted water, including adsorption, coagulation and chemical oxidation. The best method of treatment is biosorption because it is effective, environmentally friendly and less expensive. We selected activated sludge from the wastewater treatment plant to test its effectiveness in adsorbing hexavalent chromium. Results of this study showed that the sludge is effective for the removal of hexavalent chromium with a maximum capacity of about 90 mg/g for HCl-treated sludge at pH 7; the adsorption kinetics follows both pseudo first order and pseudo second order models.

We can conclude that natural sludge treated with HCl is effective for the removal of hexavalent chromium, it represent a good alternative treatment of wastewater loaded with hexavalent chromium.

Keywords:

Chrome, pollution, water, adsorption, treatment, activated sludge.