



FACULTE DES SCIENCES ET SCIENCES APPLIQUEES
DEPARTEMENT DE GENIE DES PROCEDES
Laboratoire Matériaux et Développement durable

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLÔME
DE MASTER EN GENIE DES PROCEDES

Spécialité
SCIENCES ET GENIE DE L'ENVIRONNEMENT

THEME

**UTILISATION DU MORINGA OLEIFERA
DANS LE TRAITEMENT DES EAUX**

Présenté par :

+ HAMDAD Bachira

+ RAHEM Aicha

Soutenu le 07/10/2015

Devant le jury:

Mme. MERAKCHI Akila

Mr. LOUNICI Hakim

Mr. FERHAT Mourad

Maitre Assistante

Professeur

Maitre Assistant

U.AMO. Bouira

U.AMO. Bouira

U.AMO. Bouira

Présidente

Promoteur

Examinateur

Remerciement

Nous remercions DIEU tout puissant qui nous a donnés le courage, la force et la volonté pour réaliser ce modeste travail ;

Nous remercions très sincèrement les membres de jury, la présidente : Madame MERAKCHI Akila et l'examineur Monsieur FERHAT Mourad ayant acceptés d'évalué ce travail ;

Nous remercions chaleureusement notre promoteur Monsieur LOUNICI Hakim pour sa disponibilité à toute épreuve, pour sa gentillesse et sa patience, pour ses orientations et ses remarques fructueuses. Tout notre respect et notre gratitude, merci ;

Nous remercions Madame Maya pour son aide dans ce travail ;

Nous remercions tous nos collègues de la promotion Génie des procédés.

Merci

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

- + Mes chers parents, qui m'ont aidé à terminer ce modeste travail.*
- + Mon cher frère Fethi et sa femme Inés*
- + Mes chers sœurs Hayet , Sabrina , Selma , Siham et Amira*
- + Mes nouveaux Anis, Adem et Wassim*
- + Mes nièces Manar Tiziri et Marwa djihan*
- + Tous mes amis Aicha , Samira , Houria , Farha , Aziza , Meriem , Kami, Amel, wahiba, saliha , Tarek, Amine et youcef...*
- + Tous les étudiants de master II génie et Science de l'environnement*
- + Mon cher ange, que dieu le garde*
- + Ma chère Kébaïli Maya*
- + Mon promoteur LOUNICI Hakim*
- + Tous mes enseignants pendant les 5 ans d'études*
- + Tous ceux qui ont contribué à sa réalisation de près ou de loin*

Bouchra

Dédicace

Ce modeste travail est dédié :

À mes chers parents qui m'ont aidé à terminer ce modeste travail ;

À tous mes proches de la famille Rahem, et plus particulièrement, mes sœurs Nacira , Aya et mes frères Ali, Abd Arahim ;

À ma nièce Hadil et mon nouveau Mohamed Amine ;

À mon adorable Bouchra ;

À mon promoteur et Co - promotrice ;

À tous mes chers amis Amina, Samira, Houria, Farha, Saïda, Hassina, Naima, Akila, meriem, wahiba, saliha et Kamí , et tout mes enseignants et mes collègues.

Aicha

Sommaire

SOMMAIRE

Remercîment.

Dédicace.

Liste des figures.

Liste des tableaux.

Liste des abréviations.

Liste des symboles.

Introduction générale1

Chapitre I : L'eau : pollution et traitement 3

I.1 Introduction.....3

I.2 Normes Physico-chimiques de L'eau Potable.....3

I.3 Normes de la qualité bactériologique de l'eau potable.....5

I.4 Pollution de l'eau.....5

I.5 Origines des pollutions des eaux.....6

I.5.1 Eaux domestiques.....6

a) Eaux ménagères.....6

b) Eaux des vannes.....6

I.5.2 Eaux pluviales.....6

I.5.3 Eaux industrielles.....7

I.5.4 Eaux agricoles.....7

I.6 Principaux types de pollution.....7

I.6.1 Pollution minérale.....7

I.6.2. Pollution microbienne.....7

I.6.3 Pollution par les métaux lourds.....8

I.6.4 Pollution organique.....8

a) D'origine urbaine.....8

SOMMAIRE

b) D'origine industrielle.....	9
I.7 Etapes et procédés de traitement et de potabilisation de l'eau.....	9
Prétraitement.....	9
✓ préoxydation.....	9
✓ Traitement de clarification.....	9
Traitement de désinfection.....	10
Affinage.....	10
Chapitre II : les métaux lourds.....	12
II.1 Introduction.....	12
II.2 Définition des métaux lourds.....	12
II.3 Sources des éléments traces métalliques (ETM).....	13
II.3.1 Source naturelle.....	13
II.3.2 Source anthropique.....	13
II.4 Procédés de récupération et d'élimination des métaux lourds.....	14
II.4.1 Procédés de transfert liquide – liquide.....	14
II.4.1.1 les membranes liquides.....	14
II.4.2 Les procédés de transfert liquides – solides.....	14
• L'adsorption.....	14
II.4.3 Les procédés de transfert membranaires.....	15
II.4.4 Les procédés biologiques.....	15
✓ La biosorption.....	15
✓ La phytoremédiation.....	15
II.5 les métaux lourds et l'environnement.....	15
II.5.1 le Nickel.....	16
II.5.2 Effets toxiques du nickel.....	16
II.5.2.1 Effets toxiques du Nickel sur la santé humaine.....	16
II.5.2.2 Effets toxiques du Nickel sur l'environnement.....	17

SOMMAIRE

Chapitre III : L'adsorption	18
III.1 Introduction.....	18
III.2 Définition de l'adsorption.....	18
III.3 Types de processus d'adsorption.....	18
III.3.1 L'adsorption physique (physisorption).....	18
III.3.1.1 L'adsorption physique non spécifique.....	19
III.3.1.2 L'adsorption physique spécifique.....	19
III.3.2 L'adsorption chimique (chimisorption).....	20
III.4 La différence entre l'adsorption physique et chimique.....	20
III.5 Phénomène d'adsorption.....	21
III.6 Facteurs influençant le phénomène d'adsorption.....	21
III.7 Equilibre d'adsorption.....	22
III.7.1 Classification des isothermes d'adsorption.....	22
III.8 Les modèles d'adsorption.....	23
III.8.1 Le modèle de Langmuir.....	23
III.8.2 Le modèle de Freundlich.....	24
III.9 Applications de l'adsorption.....	24
III.10 Moringa oleifera : caractéristiques botaniques et agronomiques.....	25
III.10.1 Source.....	25
III.10.2 Extrait de graines de Moringa oleifera.....	27
Les avantages.....	27
Les inconvénients.....	27
III.10.3 L'utilisations industrielles de Moringa oleifera.....	28
III.10.4 Amélioration de la qualité des eaux à l'aide de parties de plantes.....	28
Chapitre IV : La coagulation floculation.	
IV.1 Stabilité des particules.....	32

SOMMAIRE

IV.2 Potentiel zêta.....	33
IV.3 Définitions de la coagulation et de la floculation.....	33
IV.3.1 Mécanismes de la coagulation.....	34
IV.3.1.1 Compression de la double couche.....	34
IV.3.1.2 Adsorption et neutralisation des charges.....	34
IV.3.1.3 Emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité.....	35
IV.3.1.4 Adsorption et pontage entre les particules.....	35
IV.3.1.5 Paramètres affectant la coagulation.....	35
a) Paramètres liés à la qualité de l'eau brute.....	36
b) Paramètres liés au traitement.....	36
IV.3.2 Mécanismes de floculation.....	37
IV.3.2.1 Floculation péricinétique.....	37
IV.3.2.2 Floculation orthocinétique.....	37
IV.4 Application de la coagulation floculation.....	37
IV.5 Coagulants et floculants.....	38
IV.5.1 Sels de fer et d'aluminium.....	38
IV.5.1.1 Les sulfate d'aluminium.....	38
IV.5.1.2 Les polymères d'aluminium.....	39
IV.5.1.3 Les sels de fer.....	39
IV.5.2 Coagulants et floculants organiques synthétiques.....	39
IV.5.3 Floculants organiques naturels.....	40
Chapitre V : Matériel et Méthodes.....	41
V.1 Introduction.....	41
V.2 Matériel et Méthodes.....	41
V.2.1 Petit matériel.....	41
V.2.2 Produits chimiques.....	41

SOMMAIRE

V.2.3 Appareillage.....	41
V.3 Méthodologie de travail.....	42
V.3.1 Préparation de l'adsorbant naturel.....	42
V.3.2 Préparation des solutions.....	42
a. Préparation de la solution mère de Nickel.....	42
b. Préparation des solutions diluées (solutions filles de Nickel).....	43
c. Variation de pH.....	44
d. Méthodes d'analyse	45

Résultats et discussion

Chapitre VI : Moringa oleifera comme adsorbant.....	46
VI.1 Caractérisation de la Moringa oleifera.....	46
VI.2 Influence de temps de contact sur l'adsorption de nickel par MO.....	47
VI.3 Influence de pH au cours d'adsorption de nickel sur la poudre de MO.....	48
VI.4 La capacité d'adsorption	49
VI.5 Taux d'adsorption.....	51
Chapitre VII : Moringa oleifera comme biofloculant.....	52
VII.1 Utilisation du M. oleifera dans le traitement de l'eau.....	52
VII.1.1 Corrélation entre la turbidité et la matière en suspension (MES).....	52
VII.1.2 Effet de la dose du M. oleifera sur l'eau de Synthèse à base de bentonite.....	53
VII.1.2.1 M. oleifera sans sel.....	54
VII.1.2.2 M. oleifera avec le sel.....	55
VII.1.3 Effet de la dose du M. oleifera sur l'eau de Synthèse à base de bentonite + acide humique.....	57
VII.1.4 Effet du pH initial sur la turbidité initiale.....	58
Conclusion générale.....	60
Référence bibliographique.	

liste des figures

Liste des figures

Liste des figures

Chapitre III : L'adsorption.

Figure III.1 : Représentation graphique de la théorie du double couche	19
Figure III.2 : Les étapes de l'adsorption.	21
Figure III.3 : Typologie des isothermes.....	23
Figure III.4 : Feuilles de Moringa oleifera.	26
Figure III.5 : Fleurs de Moringa oleifera	26
Figure III.6 : Gousses de Moringa oleifera.....	26

Chapitre IV : La coagulation floculation.

Figure IV.1 : Double couche et variation du potentiel électrostatique autour d'une sphère....	32
Figure IV.2 : Représentation schématique du profil d'interaction de type DLVO.....	33
Figure IV.3 : Phénomène de coagulation floculation.....	34
Figure IV.4 : Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation.....	35
Figure IV.5 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères.....	35

Chapitre V : Matériel et Méthodes.

Figure V.1 : La poudre de Moringa oleifera.....	42
Figure V.2 : La préparation de solution mère de Nickel.....	43
Figure V.3 : Jar test à quatre rampes.....	44

Chapitre VI : Moringa oleifera comme adsorbant.

Figure VI.1 : Spectre infrarouge du biofloculant	46
Figure VI.2 : Influence de temps de contact sur l'adsorption de Nickel sur MO à différent pH.....	47
Figure VI.3 : Influence de pH au cours d'adsorption de Nickel sur la poudre de MO.....	48
Figure VI.4 : La cinétique d'adsorption de Nickel sur MO à pH = 2 ; 3.5 et 5.5.....	50

Liste des figures

Figure VI.5 : les taux d'élimination de Nickel sur MO à pH = 2 ; 3.5 et 5.5 par rapport au temps.....51

Chapitre VII : Moringa oleifera comme biofloculant.

Figure VII.1 : Turbidité en fonction de la concentration de la bentonite.....52

Figure VII.2 : Décantation naturelle de la bentonite.....53

Figure VII.3 : Turbidité en fonction des différentes doses du biofloculant pour les différentes doses de l'eau synthétique.....54

Figure VII.4 : Taux d'abattement de la turbidité en fonction de dose de M. oleifera.....55

Figure VII.5 : Turbidité en fonction des différentes doses du biofloculant pour les différentes doses de l'eau synthétique.....56

Figure VII.6 : Taux d'abattement de la turbidité en fonction de dose de M. oleifera.....56

Figure VII.7 : Turbidité en fonction des différentes doses du M. oleifera pour une concentration de la bentonite de 300 mg/l et différents poids de l'acide humique.....57

Figure VII.8 : Variation du taux d'abattement de la turbidité en fonction de la dose du M. oleifera.....58

Figure VII.9 : Evolution de la turbidité résiduelle d'une solution à base de bentonite (300 mg/l), en fonction du pH.....59

Liste des tableaux

Liste des tableaux

Liste des tableaux

Chapitre I : L'eau, pollution et traitements.

Tableau I.1 : Normes de l'OMS sur l'eau potable, Les lignes directrices de l'OMS en ce qui concerne la qualité de l'eau potable, OMS, 2006).....4

Tableau I.2 : Normes Et Recommandation Pour La Qualité Bactériologique de L'eau potable5

Tableau I.3 : Procédés utilisés pour les traitements des polluants de l'eau11

Chapitre II : Les métaux lourds.

Tableau II.1: Effets toxiques du Nickel sur la santé humaine17

Tableau II.2 : Les effets toxiques du Nickel sur l'environnement.....17

Chapitre III : L'adsorption.

Tableau III.1 : La différence entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique.....20

Tableau III.2 : Les noms vernaculaires du Moringa oleifera.....25

Chapitre IV: La coagulation floculation.

Tableau IV.1 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer.....39

Chapitre VI : Moringa oleifera comme adsorbant.

Tableau VI.1 : Récapitulatif des bandes obtenues par spectroscopie infrarouge.....46

Tableau VI.2 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 2.....49

Tableau VI.3 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 3.5.....49

Tableau VI.4 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 5.5.....49

Abréviations

Liste des abréviations

Liste des abréviations

pH : potentiel d'hydrogène.

ETM : Les éléments traces métalliques.

SAA : Spectrométrie d'adsorption atomique.

MO : Moringa oleifera.

OMS : Organisation mondiale de la santé.

DCO : Demande chimique en oxygène.

DBO : Demande biochimique en oxygène.

IR : Spectrophotomètre infrarouge.

NTU : Unité de Turbidité Néphélométrique.

MES : Matière en suspension.

symboles

Liste des symboles

Liste des symboles

- **V** : volume de la solution (**l**).
- **C₀** : concentration initial de l'adsorbant dans la phase liquide (**mg.l⁻¹**).
- **C_e** : concentration de l'adsorbant dans la phase liquide à l'équilibre (**mg.l⁻¹**).
- **m** : masse de l'adsorbant (**g**).
- **q_e** : quantité de l'adsorbant adsorbée par unité de masse de l'adsorbant (**mg.g⁻¹**).
- **X** : masse de l'adsorbant adsorbés (**mg**).
- **m** : masse de l'adsorbant (**g**).
- **q_m** : capacité maximale de l'adsorbant appelée aussi capacité ultime (**mg.g⁻¹**).
- **b**: constante de Langmuir (**l/mg**).
- **C_e** : concentration de l'adsorbant dans la phase liquide à l'équilibre (**mg.L⁻¹**).
- **K_f** et **n** : sont des constantes de Freundlich.
- **1/n** : l'affinité du soluté pour l'adsorbant.
- **E** : taux d'adsorption.(%).

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est l'élément essentiel à la vie (**l'eau c'est la vie**). Elle recouvre plus de 71% de la surface terrestre (**CAZENAVE. A et al., 2002**). Elle rentre dans toutes les compositions de matières vivantes. Elle est aussi responsable et indispensable à toutes activités biologiques et chimiques. Il n'y a que 2,6% de l'eau douce sur terre ; moins de 1% est directement accessible, le reste est sous forme de glace. Cette eau utilisée et souillée dans la nature et devient de plus en plus contaminée par des polluants générés par les activités humaines et /ou naturelles.

L'eau est aussi l'élément central de tous les processus socio- économiques, quel que soit le degré de développement de la société. L'augmentation des activités agro- industrielles engendre une pression grandissante sur les réserves en eau douce de la planète. En effet des activités génèrent une grande diversité de produits chimiques qui se déversent dans le cycle de l'eau, mettant en péril le fragile équilibre naturel qui a permis à la vie de se développer sur la terre. La majeure partie de contamination de ces réserves en eau est due aux différentes activités de l'homme, parmi les on peut citer l'activité industrielle qui est responsable de la major partie de la pollution de ces différentes formes. Il y'a aussi l'utilisation intensive des engrais qui contiennent des métaux lourds et l'usage des pesticides et insecticides. On peut aussi citer les rejets hospitaliers et par les services de soins ou les foyers. Au plus de ces polluants il y'a les polluants générés par la nature que ce soit les volcans, les tremblements de terre, tsunamis ou les incendies de forêts.

Une eau de normes potables, elle doit être claire, inodore de saveur agréable, pauvre en germes microbiens que possible et en matières en suspension. Elle ne doit pas aussi contenir des polluants métallifères et surtout les métaux lourds. A la fin du siècle dernier les besoins en eau potable augmentent régulièrement avec l'accroissement démographique. Le principal problème de l'accès à l'eau potable est dû à une mauvaise répartition dans le monde mais aussi à une pollution continue des ressources en eau par l'industrie, l'agriculture et les rejets urbains (**KHEMIS. M, 2005**). Les eaux de retenue des barrages, les rivières, les lacs et les nappes phréatiques deviennent indispensable et nécessaire afin d'assurer une alimentation des populations en eau. Ces eaux de surface sont des eaux de ruissellements qui acheminent avec elles des matières en suspension et des matières dissoutes et ils sont de plus en plus pollués entraînant aussi des conséquences inquiétantes sur la faune aquatiques (**FENT. K, 1996**).

Introduction générale

Pour rendre une eau de surface potable, elle devrait subir un ensemble de traitements physico-chimiques et parfois biologiques. Ces procédés de traitement et d'épuration des eaux en général et des eaux usées en particulier contenant des ions métallifères sont efficaces mais avec un cout énergétique souvent très élevé.

Le traitement de l'eau potable implique plusieurs processus unitaires selon la qualité de la source d'eau et l'accessibilité. Le cout nécessaire pour avoir le niveau désiré de traitement dépend, entre autre, du cout et de la disponibilité des produits utilisés.

De nombreuses méthodes ont été développées pour le traitement des eaux polluées par les métaux lourds. Toutefois, l'adsorption s'avère la technique de choix pour l'élimination de ce polluant. L'avantage majeur de cette technique est sa possibilité d'employer plusieurs type d'adsorbant.

C'est dans ce contexte général que se propose cette étude ayant pour objectif principal l'étude de la possibilité d'utiliser la poudre de *Moringa oleifera* comme adsorbant et nous avons pris le nickel comme adsorbat modèle

Ce manuscrit est composé en quatre chapitres :

Dans le premier, le deuxième et le troisième chapitre, nous avons résumé quelques informations indispensables sur l'eau et leur traitement, l'adsorption et l'adsorbant utilisé (***Moringa oleifera***), et une généralité sur les métaux lourds et le Nickel comme exemple dans notre études.

Dans le quatrième chapitre, nous avons parlé sur des généralités concernant la coagulation et la floculation.

Nous avons présenté dans le cinquième chapitre, le matériel employé, la méthodologie adoptée ainsi que les résultats obtenus et leurs interprétations dans le sixième et septième chapitre.

La conclusion générale résume les principaux résultats de ce travail de recherche.

Partie bibliographique

Chapitre I

Chapitre I :

L'EAU, POLLUTION ET TRAITEMENTS

I.1 INTRODUCTION

L'eau est une matière simple et complexe en même temps, la vie sur terre n'aurait jamais existée donc c'est un élément noble qu'on doit protéger pour les générations futures, et pour cela la technologie moderne nous a permis la conception des stations de traitement des eaux de surface pour pallier aux problèmes de pollution qui menacent la potabilité de l'eau qui a été préservé pendant des siècles (**HENRI et al., 2012**).

Une eau destinée à la consommation humaine est potable lors qu'elle est exemptée d'éléments chimiques et/ou biologiques susceptibles, à plus ou moins long terme à la santé des individus. Par conséquent, et en fonction des caractéristiques de l'eau brute destinée à la production d'eau potable, la mise en place de traitements spécifiques s'avère le plus souvent nécessaire afin de répondre aux exigences réglementaires établies par les organismes de la santé publique (**DONALD et al., 2010**).

La station de traitement de l'eau brute destinée à la potabilisation est sous une pression croissante pour produire une eau potable de bonne qualité et à plus faible coût. Ceci représente une économie en termes de coût mais aussi en termes de respect de l'environnement (**GERARD et al., 1999**).

L'objectif de ce chapitre consiste de faire une synthèse bibliographique sur l'eau les diverses pollutions qui l'affectent et les méthodes des traitements des eaux.

I.2 NORMES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU POTABLE

Les normes visent à fournir aux consommateurs une eau qui ne constitue pas un risque pour la santé. Dans les recommandations, on propose également des objectifs esthétiques. Une eau de mauvaise qualité esthétique fait naître un doute sur sa salubrité dans l'esprit du consommateur. Une mauvaise qualité esthétique découle souvent d'une contamination chimique ou bactériologique, les différents paramètres physico-chimiques et recommandations de ces derniers sont représentés dans le *Tableau I-1*.

Tableau I.1 : Normes de l'OMS sur l'eau potable, Les lignes directrices de l'OMS en ce qui concerne la qualité de l'eau potable, OMS, 2006).

Elément/ substance	Symbole/ formule	Concentration normalement trouvée dans l'eau de surface	Lignes directrices fixées par l'OMS
Aluminium	Al		0,2 mg/l
Ammonium	NH ₄ ⁺	< 0,2 mg/l (peut aller jusqu'à 0,3mg/l dans une eau anaérobie)	Pas de contraintes
Antimoine	Sb	< 4 µg/l	0.02 mg/l
Arsenic	As		0,01 mg/l
Amiante			Pas de valeur guide
Baryum	Ba		0,7 mg/l
Béryllium	Be	< 1 µg/l	Pas de valeur guide
Bore	B	< 1 mg/l	0.5mg/l
Cadmium	Cd	< 1 µg/l	0,003 mg/l
Chlore	Cl		Pas de valeur mais on peut noter un goût à partir de 250 mg/l
Chrome	Cr ⁺³ , Cr ⁺⁶	< 2 µg/l	chrome total : 0,05 mg/l
Couleur			Pas de valeur guide
Cuivre	Cu ²⁺		2 mg/l
Cyanure	CN ⁻		0,07 mg/l
oxygène dissous	O ₂		Pas de valeur guide
Fluorure	F ⁻	< 1,5 mg/l (up to 10)	1,5 mg/l
Dureté	mg/l CaCO ₃		200 ppm
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S		0.05 à 1 mg/L
Fer	Fe	0,5 - 50 mg/l	Pas de valeur guide
Plomb	Pb		0,01 mg/l
Manganèse	Mn		0,4 mg/l
Mercure	Hg	< 0,5 µg/l	inorganique : 0,006 mg/l
Molybdène	Mb	< 0,01 mg/l	0,07 mg/l
Nickel	Ni	< 0,02 mg/l	0,07 mg/l
Nitrate et nitrite	NO ₃ , NO ₂		50 et 3 mg/l (exposition à court terme) 0.2 mg/l (exposition à long terme)
Turbidité			Non mentionnée
pH			Pas de valeur guide mais un optimum entre 6.5 et 9.5
Sélénium	Se	< < 0,01 mg/l	0,01 mg/l
Argent	Ag	5 – 50 µg/l	Pas de valeur guide
Sodium	Na	< 20 mg/l	Pas de valeur guide
Sulfate	SO ₄		500 mg/l
Etain inorganique	Sn		Pas de valeur guide : peu toxique
TDS			Pas de valeur guide mais optimum en dessous de 1000 mg/l
Uranium	U		0.015 mg/l
Zinc	Zn		3 mg/l

I.3 NORMES DE LA QUALITE BACTERIOLOGIQUE DE L'EAU POTABLE

Les deux groupes de micro-organismes les plus utilisés comme indicateurs de contamination bactérienne sont les coliformes totaux et les coliformes fécaux, l'objectif visé est l'absence de coliforme dans 100 ml d'eau, mais si cet objectif n'est pas atteint le règlement sur l'eau potable a proposé les limites maximales suivantes : **Tableau I-2**

Tableau I.2 : Normes Et Recommandation Pour La Qualité Bactériologique de L'eau potable (BERNE, 1972).

Paramètres bactériologiques	Unités	Recommandation (OMS)
Germes totaux à 22 °C	Germe/ml	100
Coliformes fécaux	Germe/100ml	0
Streptocoques fécaux	Germe/100ml	0
<i>Clostridium-sulfito-réducteurs</i>	Germe/100ml	0

I.4 POLLUTION DE L'EAU

Le terme « pollution » désigne toute modification défavorable du milieu naturel, qui paraît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu (**RAMADE, 2002**).

La pollution des eaux est définie comme toute modification physique ou chimique de la qualité des eaux, qui a une influence négative sur les organismes vivants ou qui rend l'eau inadéquate aux usages souhaités.

Donc on dit que l'eau est polluée, lorsque sa composition ou son état est directement ou indirectement modifié par l'action de l'homme.

I.5 ORIGINES DES POLLUTIONS DES EAUX

La pollution des eaux provient essentiellement des activités domestiques et industrielles ainsi que des précipitations, elle perturbe les conditions de vie de la flore et la faune aquatiques, elle compromet également l'utilisation de l'eau et l'équilibre du milieu aquatique.

On distingue quatre grandes catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux pluviales, les eaux industrielles et les eaux agricoles (**GOMMELLA et al., 1983**).

I.5.1 Eaux domestiques

Dans les eaux domestiques, on distingue les eaux ménagères et les eaux vannes.

a) Eaux ménagères : Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Les eaux des cuisines contiennent des matières insolubles (terre, débris divers), des matières extraites des aliments (organiques ou minérales) ainsi que les graisses provenant de la cuisson, par exemple : les eaux des salles de bains, les eaux des machines à lessiver qui renferment des savons et des détergents et des eaux de lavages des locaux qui sont riches en particules solides (terre, sable,...etc.) et surtout en détergents et désinfectants (eaux de javel, produit de base de chlore ou d'ammoniaque,...) (**BAGHDAD et al., 2010**).

b) Eaux des vannes : Il s'agit des rejets de toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et des germes fécaux (**BAGHDAD et al., 2010**).

I.5.2 Eaux pluviales

Elles peuvent constituer la cause de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumée industrielles), puis en ruissellent, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles des vidanges, carburants, résidus de pneus et métaux lourds).

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques, leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre en plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micros polluants organiques des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un pré traitement de la part des industries avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, elles sont mêlées aux eaux domestiques que l'on qu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution (**PAUL, 1998**).

I.5.3 Eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques, leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre en plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micro polluants organiques des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un pré traitement de la part des industries avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, elles sont mêlées aux eaux domestiques que l'on ne présente plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution (PAUL, 1998).

I.5.4 Eaux agricoles

Sont particulièrement chargées en nitrates et phosphates qui provoquent l'eutrophisation des cours d'eau entraînant la prolifération des algues qui, lors de leur putréfaction, consomment l'oxygène dissous dans l'eau ce qui va perturber l'autoépuration (PAUL, 1998).

I.6 PRINCIPAUX TYPES DE POLLUTION

Actuellement, la pollution des eaux est devenue un phénomène universel qui menace gravement l'environnement et qui nécessite une lutte soutenue, car de nombreux produits agricoles et industriels sont de plus en plus responsables de l'apparition de cette forme de pollution. Nous présenterons dans ce qui est ci-dessous les sources de cette forme de pollution en relation avec sa nature (matière organique ou minérale).

I.6.1 Pollution minérale

Il s'agit principalement d'effluents industriels contenant des substances minérales tel que : les sels, les nitrates, les chlorures, les phosphates, les ions métalliques, le chrome, le cuivre et le chlore. Ces substances suscitent :

- ✓ peuvent causer des problèmes sur l'organisme de l'individu.
- ✓ Perturbent l'activité bactérienne en station d'épuration.
- ✓ affectent sérieusement les cultures (BECHAC et al., 1984).

I.6.2 Pollution microbienne

Les bactéries, virus et autres agents pathogènes vivant dans les eaux souterraines composent ce que l'on appelle la pollution microbiologique. Elle vient généralement de décharges, d'épandages d'eaux usées, de l'élevage, de fosses septiques, de fuites de canalisations et d'égouts, d'infiltration d'eaux superficielles, de matières fermentées ou du

rejet d'eaux superficielle. Ces microorganismes nocifs peuvent générer des maladies graves dans les cas de contact ou d'ingestion de l'eau qui en est porteuse (**PAUL. R, 1998**).

I.6.3 Pollution par les métaux lourds

Parmi les métaux lourds dangereux pour la santé, il faut citer le plomb, le mercure, le cadmium, l'arsenic, le cuivre, le zinc, le chrome et le Nickel. Ces métaux se trouvent à l'état naturel dans le sol, sous forme de traces qui posent peu de problèmes. Cependant, quand ils sont concentrés dans des aires particulières, ils posent un grave danger. L'arsenic et le cadmium, par exemple, peuvent causer le cancer. Le mercure peut provoquer des mutations et des dégâts génétiques, tandis que le cuivre, le plomb et le mercure peuvent causer des lésions aux os.

L'absorption de quantités trop importantes de Nickel peut avoir. Plus de risque de développer un cancer des poumons, du larynx et de la prostate (<http://www.lenntech.fr/francais/data-perio/ni.htm#ixzz3hHpKVOJk>).

I.6.4 Pollution organique

Cette forme de pollution constitue la fraction la plus importante. En effet, elle résulte de l'introduction dans le milieu de substances organiques provenant de diverses activités: industrielles (hydrocarbures), agricoles (engrais azotés et phosphatés) et domestiques (phosphates, matières fermentescibles).

La pollution organique de l'eau provenant des eaux domestiques et des industries agroalimentaires provoque une surconsommation de l'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique et peut entraîner par conséquent la mort de la vie aquatique. Il comprend essentiellement des composés biodégradables. Ces composés sont de diverses origines (**BECHAC et al., 1984**).

a) D'origine urbaine :

Les protides (les protéines) : qui représentent tous les organismes vivants qui sont de nature protéique telle que les animaux, les bactéries et même les virus. Ces protéines subissent une décomposition chimique au contact de l'eau (hydrolyse) en donnant des acides aminés.

Les lipides (corps gras) : se sont des éléments rejetés généralement par les eaux domestiques telles que les graisses animales, et les huiles végétales. Leurs décomposition en milieu aérobie se traduit par une libération du CO₂, et en anaérobiose, il ya formation de CO₂ et CH₄.

Les glucides : à l'état simple, il s'agit des sucres alimentaires, le glucose, à l'état complet donnant les polysaccharides.

b) D'origine industrielle :

Ce sont les produits organiques toxiques tels que les phénols, les aldéhydes, les composés azotés, les pesticides, les hydrocarbures et les détergents (**BECHAC et al., 1984**).

I.7 ETAPES ET PROCÉDES DE TRAITEMENT DE LA POTABILISATION DE L'EAU

Le principal objectif d'une station de production d'eau potable est de fournir un produit qui satisfait à un ensemble de normes de qualité à un prix raisonnable pour le consommateur. L'efficacité du traitement adopté dépendra de la façon dont sera conduite l'exploitation de l'usine de traitement. Pour atteindre l'objectif souhaité, l'exploitant devra d'une part respecter certains principes élémentaires pour assurer le contrôle du processus de traitement et le contrôle de l'eau traitée, et d'autre part disposer d'un certain nombre de moyens techniques et humains (**VALENTIN, 2000**). Le schéma classique d'une station de potabilisation d'une eau de surface est généralement constitué des phases suivantes :

Prétraitement : Les opérations de prétraitement peuvent comporter un dégrillage, un dessablage ou un tamisage, un débouage, un déshuilage. Selon la qualité de l'eau brute, une station de traitement peut comporter une ou plusieurs de ces opérations (**DEGREMONT, 1989; BEAUDRY et al., 1984; VALIRON et al., 1989**).

- ✓ **préoxydation :** L'oxydation est une opération essentielle à tout traitement des eaux. Elle est toujours incluse en fin de filière au niveau de désinfection. Celle-ci peut être faite de trois façons différentes:
 - Ajout du chlore (préchloration).
 - Ajout du dioxyde de chlore.
 - Ajout d'ozone (préozonation).
- ✓ **Traitement de clarification :** Clarifier une eau, c'est la débarrasser de toutes les particules colloïdales et en suspension qui ont échappé au prétraitement et qui communiquent à l'eau une turbidité et une couleur indésirable. Elle s'effectue par :
Coagulation-floculation, décantation et filtration.
 - **Coagulation-floculation :** Le procédé de coagulation floculation consiste à ajouter à l'eau un électrolyte permettant de transformer la suspension colloïdale en des particules plus importantes et aptes à sédimenter. Cette

transformation est le résultat de deux actions distinctes : **(DEGREMONT, 1989)**.

- La déstabilisation des particules par neutralisation de leurs charges électriques, connue sous le nom de « coagulation ».
 - La formation de flocons, dépendante du transport et de la mise en contact des particules déstabilisées constitue « la floculation ».
- **Décantation** : La décantation est la méthode de séparation la plus fréquente des MES et des colloïdes (rassemblé sous forme de floc après une étape de coagulation floculation). Il est bien connu que les particules en suspension sédimentent en fonction de leur taille, donc pour obtenir une bonne décantation, il est nécessaire d'augmenter le diamètre des particules d'où l'utilité impérieuse du phénomène de coagulation-floculation. **(DEGREMONT, 1989)**.
- **Filtration** : La filtration est un procédé de séparation solide/liquide qui utilise le passage à travers un milieu poreux (filtre ; la plus courante est le sable) qui retient les particules en suspension dans l'eau brute ou l'eau prétraité (floculée et décantée). A mesure que les particules solides atteignent la couche filtrante, elles se déposent et absorbent les matières minérales ou organiques qui arrivent ultérieurement **(KEMMER, 1984)**.

Traitement de désinfection : L'objectif de cette phase de traitement est la destruction des germes pathogènes en vue de l'obtention d'une eau bactériologiquement pure. Divers agents désinfectants peuvent être utilisés tels que le chlore et ses dérivées, l'ozone, les rayons ultra-violet Mais le chlore est l'agent le plus utilisé comme désinfectant final, avant refoulement de l'eau dans le réseau ; il permet d'achever la désinfection de l'eau et de protéger le réseau contre les développements bactériens vu son effet rémanent **(MOUCHET, 1991; DESJARDINS, 1997)**.

Affinage : Pour un perfectionnement de la qualité de l'eau traitée, on procède à l'affinage visant à éliminer les micropolluants qui existent déjà dans l'eau ou qui se sont formé au cours du traitement (cas des halométhanés) et qui n'ont pas été totalement abattus par la coagulation-floculation.

Cet affinage est réalisé par le phénomène d'adsorption, généralement sur du charbon actif. Celui-ci est mis en œuvre soit en poudre au cours de la floculation et sera par la suite

évacué avec la boue, soit sur lit sous forme de grains, habituellement utilisé après filtration sur sable (DEGREMONT, 1989; BEAUDRY, 1984).

Le tableau I.3 présente résumé des étapes utilisées dans chaque traitement, et les opérations unitaires utilisées en fonction des impuretés à éliminer.

Tableau I.3 : Procédés utilisés pour les traitements des polluants de l'eau (METCALF et EDDY, 1991).

Etape	Impuretés	Opérations unitaires		
Traitement préliminaire et primaire	Matières en suspension	Dégrillage Dessablage Sédimentation Filtration Flottation Addition de polymères chimiques Coagulation/sédimentation		
		Traitement Secondaire	Composés organiques biodégradables	Boues activées Réacteur à film fixé : lit bactériens et contacteurs biologiques rotatifs Lagunage Filtration sur sable Systèmes physico-chimiques
	Composés organiques volatils		Stripping à l'air Adsorption	
Traitement tertiaire ou « avancé »	Nutriments	Azotés	Nitrification et dénitrification par croissance en suspension ou sur lit fixe Stripping à l'ammoniaque Echange d'ions Chloration	
		Phosphorés	Addition métaux/sels Chaulage + coagulation/sédimentation Elimination biologique du phosphore Elimination biologique et chimique du Phosphore	
		Azotés et phosphorés	Elimination biologique	
		Composés organiques réfractaires	Adsorption Ozonation tertiaire	
		Métaux lourds	Précipitation chimique	
	Sels dissous	Echange d'ions Osmose inverse Electrodialyse		

Chapitre II

Chapitre II:

LES METAUX LOURDS

II.1 INTRODUCTION

Actuellement, le développement durable prend de plus en plus de place dans les politiques de développement à l'échelle mondiale. Par conséquent, il est hautement incompatible avec un environnement pollué par des composés toxiques comme les métaux lourds.

La pollution concerne tous les compartiments de notre environnement, l'eau, l'air, et le sol. Par ailleurs, la pollution de l'eau a pris la grande part des préoccupations environnementales, du fait que les ressources en eau sont limitées et les volumes des eaux usées générées par les différents secteurs d'activités deviennent de plus en plus importants. Parmi, les contaminants de l'environnement ; les métaux lourds, composés stables et hautement persistants; qui peuvent être accumulés et transférés aux organismes supérieurs des réseaux trophiques entraînant de sérieux problèmes écologiques et de santé publique (DEFOREST et al., 2007 ; CROTEAU et al., 2005) et qu'il s'existent sous forme dissoute et en suspension ainsi que sous une forme difficilement soluble dans les sédiments.

Ce chapitre est consacré à une vue générale sur les métaux lourds et comme cas particulière de notre étude ; le Nickel.

II.2 DEFINITION DES METAUX LOURDS

Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5,
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium (Z=11),
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Les éléments traces métalliques (ETM) sont les 80 éléments constituant de la croûte terrestre, dont la concentration est inférieure à 0,1%. Les éléments en traces peuvent être des métaux (Pb, Zn, Cu etc.), des métalloïdes (As, B, Se) ou des non métaux (N, F, Cl, Br).(DAI et al., 2004). Le terme métaux lourds regroupe les 65 éléments traces qui présentent une masse volumique supérieure à 5 g/cm³ pouvant avoir un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes végétaux et animaux.

Dans les études environnementales, le terme est souvent associé au qualificatif de toxique en omettant de signaler qu'en faibles concentrations certains ETM sont des nutriments indispensables pour le vivant.

II.3 SOURCES DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)

Les ETM sont des composants naturels de la biosphère. Ils se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement, dans les roches drainées par les eaux de surface et les nappes aquifères.

Suite aux modifications menées par l'action humaine, l'exploitation des gisements de métaux, la dissémination et l'amplification de ces derniers a été alarmante vue leurs teneurs élevés dans les différents écosystèmes de la biosphère. De ce fait, il est à distinguer deux sources d'éléments en trace : source naturelle et source anthropique.

II.3.1 Source naturelle

Les ETM sont présents dans les roches, et sont diffusés avec l'érosion. Les éléments métalliques en surface ne viennent cependant pas tous de la roche, puisqu'il peut y avoir cumul entre ce qui vient du sous-sol et ce qui est apporté par l'air, qui peut provenir de très loin (plomb dans les glaces des pôles) (SENAT, 2009).

Selon THEVENOT et al., (1998), les milieux aquatiques contiennent des ETM provenant directement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques dont les produits dissous, colloïdaux et particuliers atteignent les eaux de surface par ruissellement, érosion ou apports souterrains.

En règle générale, les ETM sont fixés dans les roches sous deux formes. Il y a d'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré. Les oxydes sont libérés de la roche par érosion et transportés tels quels dans les sols et sédiments. Il y a d'autre part, les sulfures et carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les éléments métalliques peuvent changer de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau.

Les retombés atmosphériques constituent une autre source d'apport naturel en ETM. Ces derniers sont représentés par des poussières qui peuvent avoir pour origine marine, volcanique et ou terrestre (feux de forêt, incinération des décharges, ...) (INERIS, 2004).

II.3.2 Source anthropique

L'activité humaine constitue une origine artificielle afin d'apporter des ETM. Elle a surtout changé la répartition des métaux, les formes chimiques (ou spéciations) et les concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égouts, voitures...). Si une partie des ETM part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres lieux.

En général, trois sources principales pouvant conduire à une contamination de l'environnement par les éléments traces métalliques dont la provenance est anthropique :

- Industries et les émissions atmosphériques.

- Lessivage des zones d'épandage et de stockage de déchets industriels et domestiques.
- Extraction des minerais.
- Métallurgie et cimenterie ...

En effet, de nombreuses industries utilisent des métaux lourds afin de réaliser des industries de transformation. Selon **BAIZE (1997)**, les ETM issus des sources anthropiques possèdent un comportement différent de ceux présents naturellement, car ils sont apportés sous forme chimique réactive.

II.4 PROCÉDES DE RECUPERATION ET D'ÉLIMINATION DES MÉTAUX LOURDS

Les métaux lourds, composés stables et hautement persistants, sont des contaminants de l'environnement; qui peuvent être accumulés et transférés aux organismes supérieurs des réseaux trophiques entraînant de sérieux problèmes écologiques et de santé publique (**DEFOREST et al., 2005**). D'où la nécessité de réduire au maximum la concentration en métaux lourds dans l'eau.

Grace à plusieurs techniques, la récupération et l'élimination de ces derniers est devenue possible et parmi ces méthodes :

- Les procédés de transfert liquide – liquide ;
- Les procédés de transfert liquides – solides ;
- Les procédés de transfert membranaires ;
- Les procédés biologiques.

II.4.1 Procédés de transfert liquide – liquide

II.4.1.1 les membranes liquides

Il s'agit de trois phases fondamentales : (**DRAXLER. J et al., 1987**). L'eau dont on veut extraire les métaux lourds ;

- Une phase aqueuse vers laquelle le transfert des métaux va s'effectuer, et qui présente une affinité importante aux métaux ;
- Une phase assure la séparation entre les deux phases précédentes ; c'est la phase organique.

II.4.2 Les procédés de transfert liquides – solides

Parmi ces techniques et dans notre recherche, on s'intéresse à :

- **L'adsorption :**

C'est une méthode efficace et économique pour le traitement des eaux usées chargées en ML.

Les plus importants adsorbants utilisés industriellement ; le charbon actif, les oxydes, les hydroxydes métalliques et quelques zéolites. (**INGLEZAKIS.V et GRIGOLOPOULOU. H, 2004**) Les adsorbants peuvent être régénérés par le procédé de désorption.

II.4.3 Les procédés de transfert membranaires

C'est un transfert liquide - liquide au travers d'une membrane :

- La filtration : l'échelle est entre 10 μm et plusieurs centaines de μm ;
- La microfiltration : l'échelle est entre 0.1 et 10 μm ;
- L'ultrafiltration : l'échelle est entre 10^{-3} et 0.1 μm ;
- L'osmose inverse et l'électrodialyse : dont les échelles se situent tous en dessous de 10 \AA (ANDRES et al., 2007).

II.4.4 Les procédés biologiques

✓ La biosorption : est un procédé relativement nouveau et prometteur dans l'élimination des ML. Les biosorbants présentent des caractéristiques très intéressantes ; la rapidité d'adsorption et le faible coût. Cependant, ces recherches sont encore dans la phase théorique et expérimentale et la séparation des bioadsorbants après adsorption serait difficile.

Dans notre étude expérimentale, nous avons utilisé la poudre de Moringa comme un biosorbant.

- ✓ La phytoremédiation : cette technique est utilisée beaucoup plus pour restituer des sols pollués, et aussi pour la décontamination des cours d'eau et certaines lacs (PENG et al., 2009).

II.5 LES METAUX LOURDS ET L'ENVIRONNEMENT

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (ALLOWAY et al., 1997 ; CALLENDER, 2003).

Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu, soit par des processus naturels (ex. altération) ou anthropiques (ex. exploitation minière) depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau, les matières en suspension ou les sédiments de fond des cours d'eau ; leurs concentrations est un paramètre important pour caractériser l'effet de ces derniers.

En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les métaux lourds ont été largement utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgiques et électroniques). En conséquence, leurs sources anthropiques sont vastes et leur introduction est plutôt récente dans l'environnement (CALLENDER. E, 2003).

Parmi les sources anthropiques de métaux lourds, nous pouvons signaler : l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les déchetteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des égouts et boues d'épuration (COTRAN et al., 1990; FERGUSSON, 1990; HONG et al.,

1994; CANDELONE et al., 1995; ALLOWAY et al., 1997; CALLENDER, 2003; PLUMLEE et al., 2003; GAVILAN et al., 2004; SUKANDAR et al., 2006).

Toutefois, il semble que la source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité minière et les industries associées, et elle a été aussi identifiée comme un des premiers impacts environnemental provoqué par l'homme (NRIAGU, 1996; LEBLANC et al., 2000).

Le métal considéré dans notre étude est le Nickel, et on va détailler dans ce qui suit quelques caractéristiques de ce dernier.

II.5.1 le Nickel

Le Nickel, qui fait l'objet de notre étude, est un métal blanc bleuâtre ou poudre grise, de forte masse atomique (58,69 g/mol), de numéro atomique 28 et de masse volumique de 8,9 g/cm³. C'est un élément dur malléable et bon conducteur de chaleur et de l'électricité. Il est classé comme le 28^{ème} élément le plus abondant dans la croûte terrestre, avec une concentration d'environ 0.08% en poids. Il n'existe pas dans à l'état élémentaire sauf dans les météorites. (BLAIS J.F et al., 2000).

Il est présent à de fortes concentrations dans les roches-mère ferromagnésienne ou il substitue partiellement au fer ou au magnésium. Il est particulièrement abondant dans les minéraux des roches magmatiques, basiques et ultrabasiques et dans les minéraux de type serpentinite (BAIZE. D, 1997). Les principaux minerais de Nickel sont : pentlandite [(Fe, Ni)₉S₈] ; garniérite [(Ni, Mg)₆ (OH)₆ (Si₄ O₁₁) H₂O] et limonite [(Ni, Fe) O (OH).n H₂O].

Le Nickel est utilisé dans une grande diversité d'applications industrielles grâce à son inoxydabilité, sa grande résistance à un vaste régime de température, il est utilisé dans la production d'aciers inoxydables, d'aciers spéciaux, dans les batteries nickel-cadmium et comme catalyseur en chimie organique.

La concentration limite du nickel dans l'eau potable est de 20 µg/l, selon l'OMS et la législation française. L'arrêté du 14/ 07/ 1993 le gouvernement française impose 5 mg/l comme norme de rejet industrielle.

II.5.2 Effets toxiques du nickel

Comme la plupart des métaux lourds, le Nickel est toxique à des concentrations élevées.

II.5.2.1 Effets toxiques du Nickel sur la santé humaine

Le tableau II.1 présente quelques effets du nickel sur la santé humaine.

Tableau II.1 : Effets toxiques du Nickel sur la santé humaine (MOORE, 1991; PICHARD et al., 2005).

Mode d'adsorption	Effets	
	Aigues	Chroniques
Inhalation	-maux de tête, vertige. -perturbations visuelles. -toux sèches, cyanose, symptômes gastro-intestinaux.	-bronchite chronique, diminution de la capacité vitale. -asthme. -cancer du poumon et de nez.
Ingestion	-arrêt cardiaque. -vomissement, maux de tête. -sensation d'ébriété.	-troubles digestifs.
Cutané	-dermatite de contact	-différentes allergies.

II.5.2.2 Effets toxiques du Nickel sur l'environnement

Le tableau II.2 présente quelques effets toxiques du nickel sur l'environnement

Tableau II.2 : les effets toxiques du Nickel sur l'environnement (MOORE J.W, 1991).

Sur les plantes	Sur les poissons	Sur les invertébrés
-toxique sur la majorité des plantes. -provoque des changements de la composition des algues à partir de 2 µg Ni ²⁺ /l	-réduction de la calcification des squelettes. -augmentation d'hématocrites et d'hémoglobines.	-il peut causer une incapacité de régulation osmotique

Chapitre III

Chapitre III :

L'ADSORPTION

III.1 INTRODUCTION

Dans les chaînes de traitement des eaux, le procédé d'adsorption intervient pour l'affinage au niveau tertiaire. Il constitue une technique de choix pour l'élimination d'éléments dissous, le plus souvent à l'état de traces (**KRUTHOF, 1994 ; ROBERT, 1989**).

Le terme adsorption désigne un phénomène de transfert de masse de la phase liquide vers la phase solide à laquelle l'adsorbant a tendance à se lier avec une certaine énergie. La fixation d'un élément dissous dans l'eau sur la surface d'une particule solide met en jeu des mécanismes et des énergies bien différentes. Une distinction entre deux types de forces attractives permet de différencier deux types d'adsorption qui sont la chimisorption et la physisorption.

La chimisorption est caractérisée par l'établissement de liaison covalente avec un caractère ionique plus au moins prononcé. L'énergie mise en jeu dans ce cas, est alors une énergie de liaison et le processus est souvent irréversible. L'adsorption physique ou physisorption se fait par des forces d'interactions physiques et se produit sans modification de la structure moléculaire et elle est parfaitement réversible. (**RUTHVEN, 1984 ; CHITOUR, 1992**).

III.2 DEFINITION DE L'ADSORPTION

L'adsorption est un phénomène physico-chimique de transfert de matière d'un fluide vers la surface d'un solide. La substance qui se fixe est appelée adsorbat, le solide qui est le siège de l'adsorption est nommé adsorbant. Ce phénomène spontané provient de l'existence de forces non compensées à la surface de l'adsorbant (**NAIDJA. L, 2010**). Il se traduit en particulier par une modification de concentration à l'interface de deux phases non miscibles (gaz /solide ou liquide/solide) (**BOUNOUR, 2009**).

III.3 TYPES DE PROCESSUS D'ADSORPTION

On distingue généralement deux types de processus d'adsorption en fonction des chaleurs de réaction mises en jeu :

III.3.1 L'adsorption physique (physisorption)

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

d'évaporation et de condensation sont égales (TOMLIN et al., 1997 ; LAFFRANQUE et al., 1993).

L'adsorption physique est due à l'attraction électrostatique d'un soluté par une surface polarisée. Les énergies de liaison mises en jeu dans la physisorption sont relativement faibles et il n'y a pas formation d'une liaison chimique entre la surface et le soluté (SPOSITO, 1989). Les cations et les anions peuvent être spécifiquement ou non spécifiquement adsorbés par la surface du solide. Les ions interagissent soit dans la double couche diffuse soit dans la couche de Stern. Le modèle de la double couche est schématisé dans la **figure III.1** :

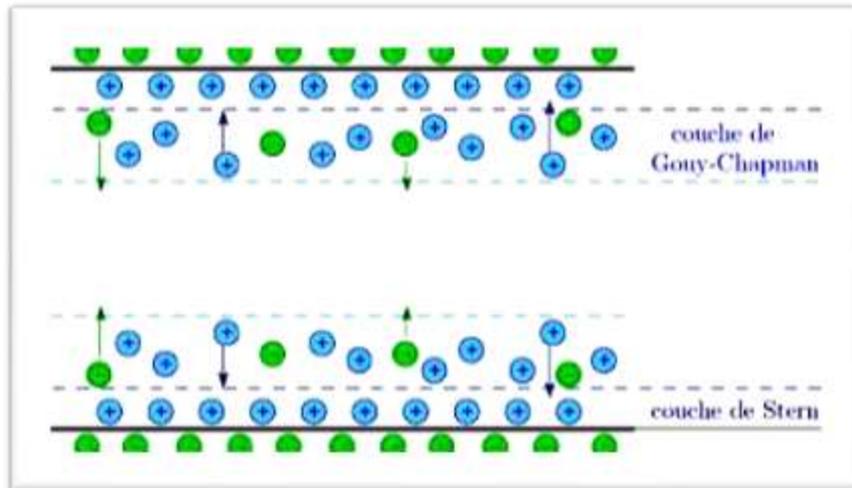


Figure III.1 : Représentation graphique de la théorie de la double couche (ARRIS, 2008).

III.3.1.1 L'adsorption physique non spécifique

L'adsorption physique non spécifique On parle d'adsorption non spécifique lorsque des ions, qualifiés d'ions indifférents, réagissent dans la couche diffuse, en jouant simplement le rôle d'ions compensateurs de charges sans que leur propre charge ne soit conférée à la surface de la particule solide (ESPIAU, 1994). Dans ce cas, les ions sont principalement retenus par des forces électrostatiques (liaisons de Coulomb).

III.3.1.2 L'adsorption physique spécifique

L'adsorption spécifique fait référence au cas où les ions sont adsorbés par le biais de forces différentes du potentiel électrique. Les ions mis en jeu sont généralement désignés par le terme d'ions spécifiques. Ce type d'adsorption est parfois appelé adsorption spécifique de faible affinité pour la distinguer de l'adsorption spécifique de haute affinité (adsorption chimique) (YONG et al., 1992). L'adsorption physique spécifique a lieu dans la couche dense de la double couche de Gouy-Stern, les forces de **Vander Waals** (énergie de l'ordre de 4 à 8 kJ/mol) prédominent, à cause de la surface de contact plus importante.

III.3.2 L'adsorption chimique (chimisorption)

La chimisorption s'accompagne d'une profonde modification de la répartition des charges électroniques des molécules adsorbées qui conduit à la rupture de liaisons chimiques

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

La chimisorption est essentiellement irréversible et engendre une couche monomoléculaire, on peut mesurer la chaleur d'adsorption chimique à partir des isothermes et isobares; généralement la chaleur de chimisorption n'est pas constante mais diminue lorsque la quantité de gaz adsorbée augmente. Ce phénomène peut provenir de l'hétérogénéité de la surface et de l'existence d'une répulsion entre les molécules adsorbées.(CHITOUR, 1981 ; SLASLI, 2002 ; BECKMAN, 1999).

III.4 LA DIFFERENCE ENTRE L'ADSORPTION PHYSIQUE ET CHIMIQUE

Le Tableau suivant résume les principales différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique :

Tableau III.1 : La différence entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique

Propriété	Adsorption physique	Adsorption chimique
<ul style="list-style-type: none"> • Chaleur d'adsorption • Température de processus • Liaison entre gaz-solide • Spécificité cristallographique 	<ul style="list-style-type: none"> • Environ 5 kcal/mol • Relativement basse • Physique • Processus non spécifique (pratiquement indépendant de la géométrie atomique extérieure) 	<ul style="list-style-type: none"> • Environ 10 kcal/mol • Plus élevée • Chimique • Processus spécifique
<ul style="list-style-type: none"> • Désorption • La distance entre les molécules et la surface de solide • La vitesse d'adsorption • Les énergies de liaison 	<ul style="list-style-type: none"> • Facile • Grande 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficile • Petite
<ul style="list-style-type: none"> • La vitesse d'adsorption • Les énergies de liaison 	<ul style="list-style-type: none"> • Rapide • 0 et 40 kJ/mol 	<ul style="list-style-type: none"> • Lente • > 40 kJ/mole
<ul style="list-style-type: none"> • Prise de saturation 	<ul style="list-style-type: none"> • Phénomènes multicouches 	<ul style="list-style-type: none"> • Phénomènes monocouche
<ul style="list-style-type: none"> • Nature de sorbat 	<ul style="list-style-type: none"> • La quantité d'adsorbat enlevée dépend d'avantage de l'adsorbat que sur l'adsorbant 	<ul style="list-style-type: none"> • Dépend de l'adsorbant et de l'adsorbat

III.5 PHENOMENE D'ADSORPTION

Le phénomène d'adsorption se déroule en quatre étapes :

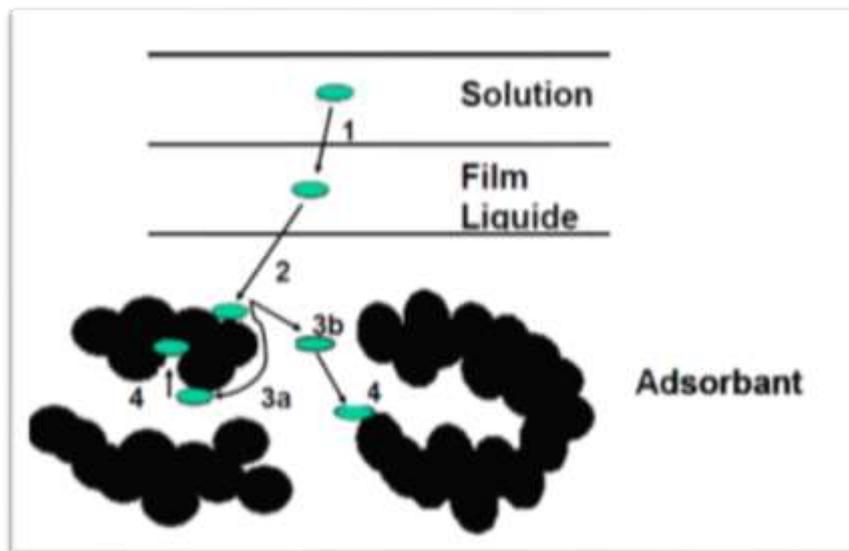


Figure III.2 : Les étapes de l'adsorption. (SPOSITO. G, 1989).

- **1^{ère} étape:** Transfert de l'adsorbat de la phase liquide vers la couche limite du film liquide liée à la particule solide (par convection ou diffusion). **Etape très rapide.**
- **2^{ème} étape:** Transfert de l'adsorbat à travers le film liquide vers la surface externe de l'adsorbant. **Etape rapide.**
- **3^{ème} étape :** Diffusion à l'intérieur de la particule d'adsorbant selon deux voies, sous l'influence du gradient de concentration. **Etape lente.**

3a : Sous l'état adsorbé, par diffusion de surface.

3b : A l'état libre, par diffusion de pores.

- **4^{ème} étape :** Adsorption dans un micropore. **Etape très rapide.**

Le transfert, lors de l'adsorption ou de la désorption, est principalement dû à une différence de concentration. On peut donc faire varier le taux d'adsorption en faisant varier la concentration de l'adsorbant ou de l'adsorbat.

III.6 FACTEURS INFLUENCANT LE PHENOMENE D'ADSORPTION

L'équilibre d'adsorption dépend de nombreux facteurs dont les principaux sont :

- Les caractéristiques de d'adsorbant : polarité, volume poreux, surface spécifique et fonctions superficielles ;
- Les caractéristiques de l'adsorbat : polarité, solubilité et poids moléculaire ;
- Les paramètres physico-chimiques du milieu : température et pH (REFFAS, 2010 ; HADDOUM et al., 2005).

III.7 EQUILIBRE D'ADSORPTION

III.7.1 Classification des isothermes d'adsorption

Pour décrire l'équilibre d'adsorption à l'interphase liquide/solide, il est recommandé de présenter la variation de la quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant (Q_e) en fonction de la concentration restante dans la solution (C_e) à l'équilibre à une température constante en employant l'équation suivante :

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (\text{Équation III.1})$$

Où

- V : volume de la solution (l).
- C_0 : concentration initial de l'adsorbat dans la phase liquide (mg.l^{-1}).
- C_e : concentration de l'adsorbat dans la phase liquide à l'équilibre (mg.l^{-1}).
- m : masse de l'adsorbant (g).

L'allure de l'isotherme varie selon le couple adsorbat - adsorbant étudié. Les isothermes d'adsorption ont été classées par **GILES et COLL** en quatre types principaux (**Figure III.3**) :

- Les isothermes de Types **S** s'obtiennent lorsque les molécules du soluté ne s'accrochent au solide que par l'intermédiaire d'un seul groupement.
- Les isothermes de type **L** (dites de Langmuir) se rencontrent dans le cas où l'adsorption du solvant est faible et lorsque les molécules de l'adsorbat sont orientées à plat.
- Les isothermes de type **H** (haute affinité) s'obtiennent lorsqu'il y a chimisorption du soluté indiquant une forte affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant.
- Les isothermes de type **C** s'observent lorsqu'il y a compétition entre le solvant et le soluté pour occuper les sites de l'adsorbant (**SELATNIA. S, 2005 ; BOUCIF. A et al., 2008**).

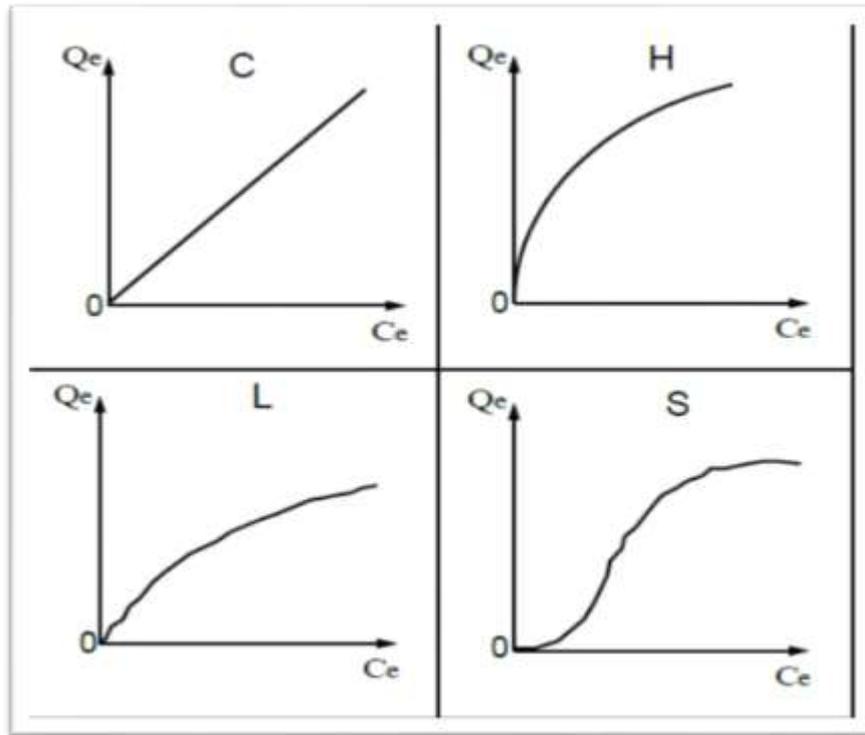


Figure III.3 : typologie des isothermes.

III.8 LES MODELES D'ADSORPTION

Différents modèles mathématiques ont été établis pour représenter l'équilibre d'adsorption. Les modèles les plus souvent utilisés sont :

III.8.1 Le modèle de Langmuir

Etabli en 1918, ce modèle d'adsorption en monocouche est basé sur les hypothèses suivantes :

- La molécule est adsorbée sur un site bien défini de l'adsorbant (adsorption localisée).
- Chaque site ne peut fixer qu'une molécule.
- L'énergie d'adsorption est identique pour chaque site et indépendante de la présence de molécules adsorbées sur les sites voisins (pas d'interaction entre les molécules) (BOUCIF. A et al., 2008; AMIROUCHE. L et al., 2011). L'équation de Langmuir s'écrit comme suit :

$$q_e = \frac{x}{m} = \frac{qm b c_e}{(1+b c_e)} \quad (\text{Équation III.2})$$

Où

- q_e : quantité de l'adsorbat adsorbée par unité de masse de l'adsorbant ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).
- X : masse de l'adsorbat adsorbés (mg).
- m : masse de l'adsorbant (g).

- **qm** : capacité maximale de l'adsorbant appelée aussi capacité ultime (mg.g⁻¹).
- **b**: constante de Langmuir (l/mg).
- **Ce** : concentration de l'adsorbat dans la phase liquide à l'équilibre (mg.L⁻¹).
(BOUCIF. A et al., 2008).

La linéarisation de cette équation donne :

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m b} \quad (\text{Équation III.3})$$

III.8.2 Le modèle de Freundlich

En 1926, Freundlich a établi une isotherme très satisfaisante qui peut s'appliquer avec succès à l'adsorption des gaz, mais qui a été principalement utilisée pour l'adsorption en solution dilués. Il a constaté que le mécanisme de ce processus est assez complexe, du fait de l'hétérogénéité de la surface, ce qui rend la chaleur d'adsorption variable. L'équation de Freundlich s'écrit comme suit:

$$Q_e = \frac{x}{m} = k_f c_e^{\frac{1}{n}} \quad (\text{Équation III.4})$$

Kf et n sont des constantes de Freundlich qu'il faut évaluer pour chaque solution et pour chaque température et sont uniques pour un composé donné. Kf caractérise le pouvoir adsorbant du support et 1/n l'affinité du soluté pour l'adsorbant (BOUCIF. A et al., 2008). L'équation de Freundlich est cependant utile sous sa forme logarithmique, soit :

$$\log(Q_e) = \log(k_f) + \frac{1}{n} \log c_e \quad (\text{Équation III.5})$$

III.9 APPLICATIONS DE L'ADSORPTION

L'adsorption est utilisée dans l'industrie dans des procédés de séparation et de purification des gaz et des liquides, dans des domaines très variés tels que la pétrochimie, la chimie, la pharmacie et l'environnement.

Les applications industrielles utilisent en général uniquement les propriétés d'adsorption physique des matériaux car ce phénomène ne modifie pas la structure moléculaire de l'adsorbat. De plus, il est réversible, ce qui permet de récupérer la molécule adsorbée et ainsi de régénérer l'adsorbant (JULIEN REUNGOAT, 2007).

III.10 MORINGA OLEIFERA : CARACTERISTIQUES BOTANIQUES ET AGRONOMIQUES

Moringa oleifera Lam. (Synonyme: Moringa pterygosperma Gaertner) appartient à la famille monogénérique des arbustes et arbres des Moringaceae qui comprend environ 13

espèces (FOIDL et al., 2001). Il est qualifié «d'arbre de vie», «d'arbre miracle» ou plante divine (FUGLIE, 2001; OLSON, 2001) du fait de ses nombreuses potentialités nutritives, médicinales et industrielles.

Il porte différents noms selon les régions : mouroungue, moringa ailé, benzolive, pois quénique et néverdié (pays francophones) ; malunggay ou meilleure amie des mères (aux Philippines), Radish Tree, Never die tree, Drumstick tree, (pays anglophones), ben ailé, noix de behen, moringoa ou moringa, etc. (BOULLARD, 2001; FOIDL et al., 2001; PRICE, 2007). Les noms vernaculaires de *Moringa oleifera* dans certains pays africains sont consignés dans le **tableau III.2**.

Tableau III.2 : Les noms vernaculaires du *Moringa oleifera*.

Pays	Noms vernaculaires
Bénin	(Fon) : Yovokpatin, Kpatima (Yoruba) : Ewé ilé
Burkina Faso	(Joula) : Arjanyiri (Moré) : Arzam tigha (“ L’arbre du paradis ”)
Cameroun	(Foufouldé) : Guiligandja (Mafa) : Gagawandalahai
Côte d’Ivoire	(dioula) : Arjanayiiri
Niger	(Hausa) : Zogala gandi (Zarma) : Windi-bundu
Senegal	(Wolof) : Neverday, Nébéday, sap-sap (Sérère) : Nébéday
Tchad	(Sara) : Kag n’dongue
Togo	(Mina) : Yovoviti
Zimbabwe	(Tonga) : Mupulanga, Zakalanda

III.10.1 Source :

Moringa oleifera, originaire de l’Inde, est cultivé un peu partout dans le monde où il s’est naturalisé dans beaucoup de milieux (PRICE, 2007). C’est une plante largement disponible dans les pays tropicaux et sub-tropicaux avec une grande importance économique (FOIDL et al., 2001). Ses feuilles sont duveteuses, alternes et bi ou tripennées (**figure III.4**) et se développent principalement dans la partie terminale des branches (MORTON, 1991).

Ses fleurs, mesurent 2,5 cm de large et se présentent sous forme de panicules axillaires et tombantes de 10 à 25 cm. Elles sont blanches ou couleur crème, avec des points jaunes à la base et dégagent une odeur agréable (**figure III.5**). Les fruits du *M. oleifera* pendent des branches et constituent des gousses à trois lobes mesurant 20 à 60 cm de long (**figure III.6**). Les gousses sèches s’ouvrent en trois parties en libérant 12 à 35 graines de forme ronde. Un arbre peut produire 15 000 à 25 000 graines par an (MAKKAR et BECKER, 1997). et sub-tropicaux avec une grande importance économique (BECKER et MAKKAR, 1999 ; FOIDL et al., 2001).



Figure III.4 : Feuilles de *Moringa oleifera* (PRICE, 2007).



Figure III.5: Fleurs de *Moringa oleifera* (BELLO).



Figure III.6: Gousses de *Moringa oleifera* (BELLO).

En tant qu'arbre croissant naturellement, la plante *M. oleifera* est connue pour sa résistance à la sécheresse et aux maladies. C'est un arbre à croissance et à repousse rapides. Il atteint facilement 4 m au bout d'un an et sa hauteur finale varie entre 6 et 15 m. Il croit de manière optimale sous la lumière solaire directe et au-dessous de 500 mètres d'altitude. Il préfère les sols neutres ou peu acides (6,3-7,0), mais semble bien pousser dans les milieux difficiles (bord de mer, sols pauvres et climat aride) (PRICE, 2007).

La pluviométrie et la température annuelle requises pour sa croissance sont estimées respectivement, à 250-300 mm et 25-35 °C. Cependant, l'arbre peut supporter 48 °C de température à l'ombre et survivre à un gel léger (FOIDL et al., 2001).

La présence d'une longue et large racine lui sert de réserve d'eau et lui permet de résister aux périodes de sécheresse. La production totale en biomasse de *M. oleifera* est estimée à 97,4 tonnes/ha de matière fraîche, 16,56 tonnes/ha de matière sèche et 2,815 kg/ha de protéines pour une densité de 4 millions de plants à l'hectare (FOIDL et al., 2001).

En culture intensive, *M. oleifera* peut donner jusqu'à 650 tonnes métriques par hectare de matière verte (PRICE, 2007). Dans plusieurs pays, les arbres de *M.oleifera* sont utilisés pour orner les jardins et les avenues.

III.10.2 Extrait de graines de *Moringa oleifera*

Cette technique de purification de l'eau était déjà employée au siècle dernier par les femmes soudanaises (JAHN, 1988). Ainsi, en extrayant dans une solution aqueuse le contenu des graines séchées de *Moringaoleifera*, une plante tropicale appartenant à la famille des Moringaceae, on obtient un coagulant aux propriétés fortes intéressantes. Il existe une quarantaine de variétés de cette plante, certaines affichant de meilleures performances dans le traitement des eaux usées.

Plusieurs études montrent que cet extrait de plante offre de bons rendements pour réduire la turbidité, la présence de microorganismes, la dureté de l'eau et enfin pour le conditionnement des boues. La molécule active responsable des propriétés coagulantes est une protéine dimérique cationique de 13kDa.

Les avantages:

- Outre son utilisation comme coagulant, *Moringa olfeira* peut être utilisée comme plante médicinale et comme aliment (huile, légume);
- N'affecte pas significativement le pH, la conductivité, l'alcalinité, la concentration des ions, sauf pour les nitrates et les orthophosphates qui voient leurs concentrations augmenter durant la réaction;
- Comparée à l'alun, l'extrait de graine n'affecte pas le pH, il est donc moins corrosif;
- Le volume de boues produites est moins grand qu'avec l'alun et ces boues ne sont pas toxiques, elles peuvent donc être valorisées facilement;
- Le coût d'utilisation est beaucoup plus bas que les traitements chimiques. C'est donc une alternative envisageable tant pour les pays en voie de développement que pour les pays développés.

Les inconvénients :

- L'extrait aqueux provenant des graines augmente considérablement la quantité de matière organique dans l'eau usée, ce qui cause des problèmes d'odeurs, de couleurs et de goût lorsque l'eau est stockée plus de 24 h. Il est donc recommandé d'utiliser un extrait contenant la protéine active uniquement pour traiter une eau qui sera consommée

- Le développement de la technologie doit se faire à grande échelle pour que le coût de l'extraction de la protéine active soit abordable.

III.10.3 L'utilisation industrielle de *Moringa oleifera*

M. oleifera est largement utilisé en industrie pour ses nombreuses potentialités. Les graines de cette espèce contiennent 30 à 42 % d'huile de bonne qualité (73 % d'acide oléique, similaire à l'huile d'olive) qui est utilisée comme lubrifiant dans la machinerie fine (horlogerie) (FERRAO et al., 1970; RAMACHANDRAN et al., 1980).

En plus de produire de l'huile servant à stabiliser les senteurs en parfumerie, les graines de *M. oleifera* sont utilisées pour traiter l'eau (PRICE, 2007). En effet, certaines de ses protéines telles que les polyélectrolytes cationiques sont utilisées comme polypeptide naturel non toxique pour provoquer la sédimentation des particules minérales et organiques non seulement dans les processus de purification de l'eau, mais aussi dans ceux de filtration de l'huile végétale ou de sédimentation des fibres dans la production de bière et de jus de fruits.

La poudre de graine de *M. oleifera* peut également être utilisée pour récolter les algues (spiruline) des eaux usées (FOIDL et al., 2001). Son bois constitue une excellente pâte à papier aussi bonne que celle du peuplier (*Populus sp.*) et sert au Sénégal et en Jamaïque à fabriquer un colorant bleu (PRICE, 2007). Son écorce est parfois utilisée pour fabriquer des nattes et de la corde.

L'extrait foliaire contient des facteurs de croissance (hormone de type cytokinine) qui, aspergé sur d'autres plantes, permet d'accroître leur rendement de 25-30 % (FUGLIE, 2001).

En dehors des propriétés industrielles, les feuilles, les fleurs, les racines et les gousses immatures de *M. oleifera* sont consommables dans plusieurs pays tropicaux ou sub-tropicaux (FUGLIE, 2002). Au Sénégal, les feuilles sont généralement consommées cuites sous forme d'une sauce appelée Mbuum accompagnant le couscous à base de céréales. Elles sont utilisées fraîches ou séchées et réduites en poudre (FORTIN et al., 1997). Une étude menée par NDONG et al., (2007) sur l'utilisation de la poudre des feuilles de *M. oleifera* a montré son efficacité à prévenir la malnutrition chez les enfants.

III.10.4 Amélioration de la qualité des eaux à l'aide de parties de plantes

Selon une analyse des coûts faite sur des échantillons de projets d'approvisionnement en eau, achevés ou en cours, financés par la Banque Mondiale dans la région Afrique, le coût unitaire de l'eau peut pratiquement doubler et dans certains cas tripler dans le cadre d'un nouveau projet d'adduction d'eau (SHARMA et al., 1997).

Cette situation laisse présager un avenir difficile pour les pays qui ne disposent pas de moyens financiers pour approvisionner leurs populations. Cette difficulté peut être surmontée grâce à la valorisation des connaissances, pratiques et espèces indigènes dans les programmes de reboisement.

D'après **JAHN (1981 et 1988a)** par exemple, la plupart des polyélectrolytes utilisés traditionnellement et très récemment dans le traitement moderne de l'eau des pays tropicaux en développement proviennent des plantes. Les plus importantes familles de plantes qui ont été traditionnellement utilisées pour la coagulation floculation en Amérique Latine, en Afrique et en Asie ont été décrites par **JAHN et DIRAR (1979)**. C'est le cas de la famille des Moringaceae qui constitue une source de matières coagulantes et désinfectantes (**GRABOW et al., 1985; Bhole, 1987; MADSEN et al., 1987; SUTHERLAND et al., 1989; FOLKARD, 1997**).

Ces auteurs indiquent que les graines de *Moringa oleifera* Lam (MO) et de *Moringa stenopetala* utilisées seules ou avec l'alun représentent une solution viable pour la purification des eaux dans les pays en développement. Leur utilisation permet non seulement l'enlèvement de la turbidité, mais aussi, la réduction des bactéries de 90 à 99,9%. Plusieurs études ont montré que les graines de MO sont capables d'enlever la turbidité des eaux synthétiques et troubles de 80 à 99% (**JAHN et DIRAR, 1979; NDABIGENGESERE et al., 1995; MUYIBI et al., 1996; OKUDA et al., 1999**) et ce traitement s'accompagne d'une élimination de 98 à 99% des bactéries indicatrices de pollution (**JAHN, 1984**).

Pour ces auteurs, le traitement de l'eau domestique par *Moringa* s'est ainsi révélé une technique peu coûteuse pour les pays en développement. Plusieurs auteurs se sont consacrés à l'extraction du principe actif des graines de MO (**GASSENSCHMIDT et al., 1995; NDABIGENGESERE et al., 1995; OKUDA et al., 1999; ABDULKARIM et al., 2005; KEBREAB et al., 2005**). Ces travaux ont montré que le MO était aussi efficace que les produits conventionnels pour clarifier et désinfecter les eaux troubles.

Le coagulant non toxique produit après coagulation floculation des boues inoffensives qui sont cinq fois moins volumineuses que celles produites avec l'alun (**NDABIGENGESERE et al., 1995; GRABOW et al., 1985**). Par ailleurs, (**ADEMILUYI, 1988; ADEMILUYI et EZE, 1990**) ont montré que les graines de MO constituent un bon produit de conditionnement des boues des stations de traitement et l'huile extraite est encore plus efficace.

Le floculant contenu dans les graines ou les tourteaux de MO est un polypeptide basique, c'est à dire un ensemble de polyélectrolites cationiques capables de neutraliser les colloïdes des eaux troubles grâce à la formation de ponts (**JAHN, 1988a et FOIDL et al., 2002**). D'après **FOLKARD (1997)**, au Malawi des résultats concluants ont été obtenus à partir d'installations complètes de traitement de l'eau à base de produits naturels. Elles ont montré que l'utilisation des graines de MO permet de réduire la turbidité de l'eau jusqu'à 80 pour cent.

De plus, le floculant n'affecte pas le pH et diminue le taux de fer et de manganèse. Il soutient que le traitement peut être optimisé par l'ajout d'argile comme la montmorillonite. Ceci nécessiterait toutefois des études complémentaires. En plus de la clarification et du traitement des eaux usées et de boisson par MO, ses usages en médecine et en alimentation ont été confirmés par plusieurs études (**MAKKAR et BECKER, 1996; LOWELL, 1999; TAHILIANI et al., 2000; LALAS et al., 2002**).

À cause des multiples usages de la plante, plusieurs associations africaines comme l'Association des Producteurs d'Huile de Plantes du Zimbabwe ont entrepris sa culture à grande échelle. Actuellement, l'utilisation du MO pour l'enlèvement des nitrates dans l'eau de boisson et le traitement des eaux de puits est peu documentée. La recherche d'autres produits naturels locaux utilisables dans le reboisement des bassins et pour le traitement des eaux, pourrait aider à promouvoir des procédés moins coûteux et compatibles avec l'environnement et les pratiques locales.

Dans ce domaine plusieurs autres produits ont été étudiés. Il s'agit de la résine de l'écorce de *Boscia senegalensis* (Capparidaceae), de la sève d'*Opuntia* (Cactaceae), des tunafloc A et B isolés du *Ficu-indica*, des graines *Strychnos potatorum* (Loganiaceae), du noyau de *Prunus armeniaca*, de la sève des feuilles d'*Aloe vera* (Liliaceae), des racines de *Cyrtomium falcatum* (Polypodiaceae), des graines et fruits d'*Anamirta paniculata* (Menispermaceae), du gypse CaSO_4 , des argiles clarifiantes, des collagènes d'os ou de peau d'animaux (JAHN et DIRAR, 1979; JAHN, 1989a; 1989b; 2001, JAHN,nd) et de la gomme de *Cassia angustifolia* reconnue être un poly électrolyte anionique efficace pour la décoloration des eaux (SANGHI et al., 2002). En outre, KAWAMURA (1991) et GANJIDOUST et al.,(1997) soutiennent que de nombreuses recherches ont montré que les plantes de la famille des Acanthaceae, Capparidaceae et Papilionaceae, possèdent des propriétés coagulantes. Au Venezuela, ce sont les graines de *Cactus latifaria* et de *Prosopis juliflora* qui sont utilisées comme coagulants naturels par les indigènes. Les études réalisées par DIAZ et al., (1999) montrent qu'elles constituent deux coagulants naturels très efficaces pour la potabilisation de l'eau. La concentration optimale de 10 mg/L s'est avérée aussi efficace que celle de l'extrait de MO et plus performante que l'alun. L'utilisation des extraits des graines d'Okra et de *Nirmalia* a donné des résultats similaires (ALSAMAWI et al., 1996), de même que celles du tamarin (BHOLE, 1995).

En outre, OZACAR et SENGIL (1997, 1999) soutiennent que les tannins sont très efficaces dans le traitement d'effluents et le conditionnement des boues des stations d'épuration. En adsorption, BLAIS et al., (2002) ont montré que les écorces de cèdre, de pin gris, de cacao, ainsi que la tourbe de sphaigne sont des adsorbants efficaces pour l'enlèvement du plomb de la lessive basique d'incinérateur de déchets municipaux. Pour enlever les nitrates dans l'eau de boisson, MIZUTA et al., (2004) notent que le charbon de bambou est plus efficace que le charbon actif commercial.

Plusieurs autres études ont montré que la tourbe est un adsorbant plus efficace que les substances minérales du sol dans l'enlèvement des métaux lourds des eaux usées (BUNZI et al., 1976; SHARMA et al., 1993 et ULMANU et al., 2003). En effet, la tourbe est un matériau complexe qui contient de la lignine et de la cellulose en quantité majeure. Ces composants, spécialement la lignine contiennent d'après COUILLARD (1994), des groupements polaires tels que des alcools, des aldéhydes, des cétones et des acides qui favorisent la liaison avec des cations. À cause de la complexité de leur composition chimique, les produits naturels peuvent posséder des propriétés universelles en traitement des eaux. Le MO par exemple, en plus de posséder des propriétés coagulantes et absorbantes des cations, pourrait aussi enlever les nitrates.

Chapitre IV

Chapitre IV :

LA COAGULATION FLOCCULATION

IV.1 STABILITE DES PARTICULES

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former de gros agrégats facilement éliminés. Elles demeurent donc stables. Une particule typique est représentée sur la figure (IV.1) (DIHANG M. D, 2007). Les ions positifs présents dans l'eau neutralisent la charge à la surface de la particule, et forment, selon la théorie de Helmholtz, une « couche liée ».

Cette dernière se déplace avec la particule. Cette couche attire à son tour des ions négatifs inégalement réparties et forme, selon la théorie de Gouy-Chapman, la « couche diffuse ». Cette dernière ne se déplace pas avec la particule, d'où l'inégalité dans la densité et la répartition des ions qu'ils la composent. La figure (IV.1) est, en fait, un rassemblement des deux théories, communément appelée théorie de la « double couche » (DIHANG M. D, 2007; DEGREMONT, 2005).

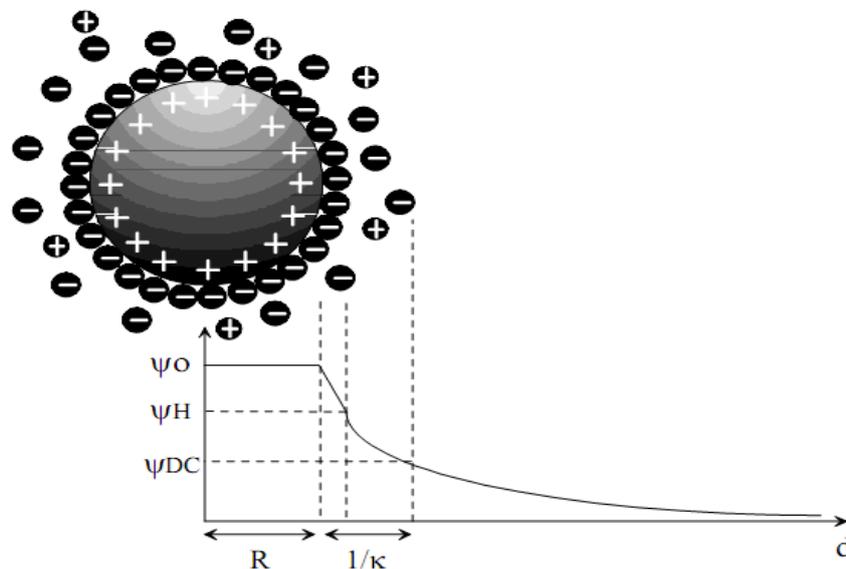


Figure IV.1 : Double couche et variation du potentiel électrostatique autour d'une sphère.

Lorsque deux particules sont sur le point d'entrer en contact, elles sont essentiellement soumises à deux forces : la force d'attraction de Van der Waals, et celle de répulsion électrostatique (DEGREMONT, 2005). Le potentiel de répulsion est défini par E_B , et le potentiel d'attraction est défini par E_A . La résultante E des deux potentiels traduit l'interaction énergétique nette entre les deux particules telle que décrite sur la figure (IV.2) (DEGREMONT, 2005; BRATBY. J, 2007).

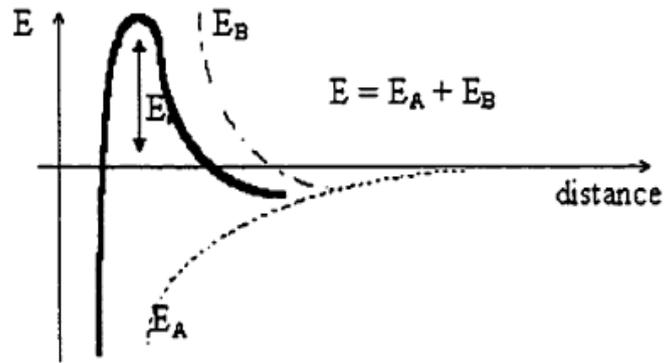


Figure IV.2 : Représentation schématique du profil d'interaction de type DLVO.

Si, le potentiel de répulsion est plus élevé que le potentiel d'attraction, la particule est dite électrostatiquement stabilisée, et doit subir un traitement pour être déstabilisée. La déstabilisation dans ce cas, se ferait en diminuant les forces de répulsion électrostatique.

IV.2 POTENTIEL ZETA

Le potentiel électrostatique diminue au fur et à mesure où l'on s'éloigne de la particule. Le potentiel Zêta se situe à la limite extérieure de la couche liée. C'est ce potentiel qui persiste lorsque la particule se déplace. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules ayant un potentiel Zêta négatif se déplacent en direction de l'électrode positive (SIANGSANUN. V, 2010). Le potentiel Zêta est important, car il définit le comportement électrocinétique des particules, et par voie de conséquence, leur stabilité dans la solution. L'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leur agglomération.

IV.3 DEFINITIONS DE LA COAGULATION ET DE LA FLOCCULATION

La coagulation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant une suspension stable ou « sol » de particules de très petite taille en solution, les colloïdes, à se séparer en deux phases distinctes.

La floculation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques menant à l'agrégation de particules stabilisées pour former des flocons ou « flocs » (Figure IV.3). Ce phénomène est réversible, c'est à dire que l'on peut casser ces agrégats, par exemple en agitant fortement le liquide, pour retrouver la solution de colloïdes initiale (BRATBY. J, 2007).

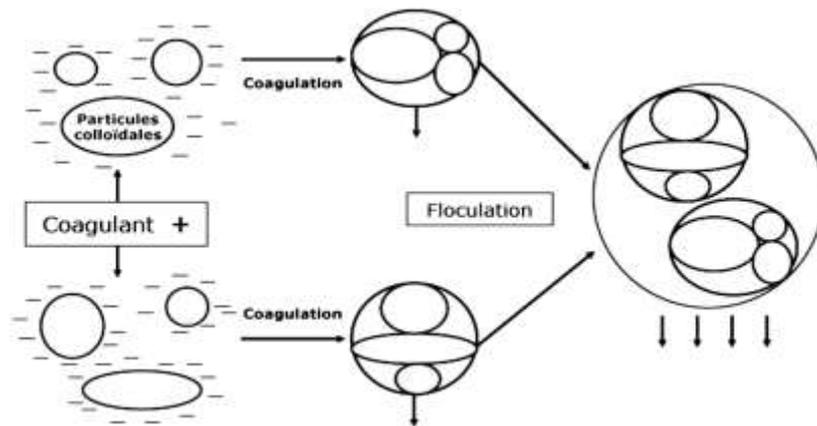


Figure IV.3 : Phénomène de coagulation floculation

IV.3.1 Mécanismes de la coagulation

Le principe de la technique de la coagulation floculation est basé sur la déstabilisation des particules en suspension par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques, afin de favoriser leur agglomération et de permettre leur décantation. Les particules en suspension les plus difficiles à éliminer dans les eaux à traiter, sont celles qui possèdent une très petite taille (particules colloïdales causant la turbidité) et celles qui sont dissoutes (matières organiques causant la coloration) (BRATBY. J, 2007). Les mécanismes conduisant à la déstabilisation des colloïdes ont été largement étudiés et peuvent être récapitulés comme suit (BRATBY. J, 2007):

- ✓ la compression de la double couche,
- ✓ l'adsorption et neutralisation des charges,
- ✓ l'emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité,
- ✓ l'adsorption et pontage entre les particules.

IV.3.1.1 Compression de la double couche

L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. Les forces de répulsion sont considérablement réduites alors que les forces d'attraction de Van der Waals ne sont pas affectées (HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006).

Les concentrations nécessaires des ions Na^- , Ca^{2+} et Al^{3+} varient approximativement dans des rapports de 1 : 10⁻² : 10⁻³ respectivement à cause de leur valence différente.

IV.3.1.2 Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations, afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi réstabilisées (HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006).

IV.3.1.3 Emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou le FeCl_3 sont ajoutées, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation (Figure IV.4) (HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006).

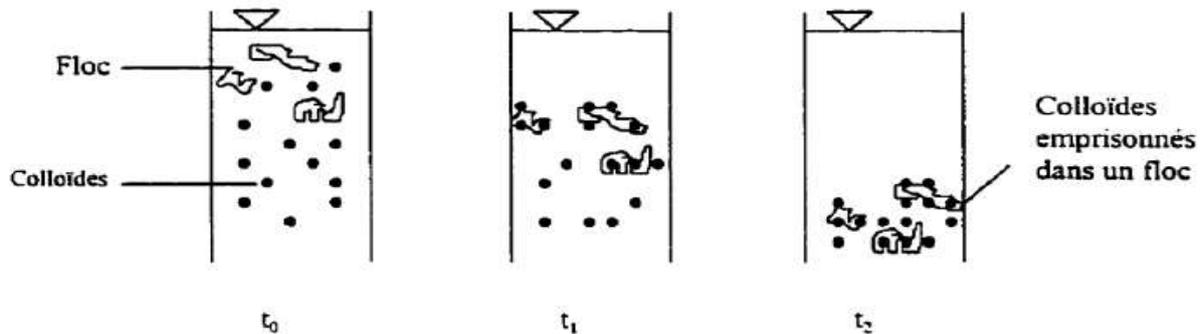


Figure IV.4 : Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation

IV.3.1.4 Adsorption et pontage entre les particules

Ce mécanisme implique l'utilisation de polymères cationiques, non-anioniques ou anioniques, ayant une masse moléculaire élevée et une structure longitudinale. Un polymère en présence d'un colloïde l'adsorbe à une de ses extrémités à l'aide d'un de ces groupes fonctionnels. Les autres extrémités demeurent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par pontage des polymères (Figure IV.5). Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut ré-stabiliser les colloïdes (BRATBY. J, 2007).

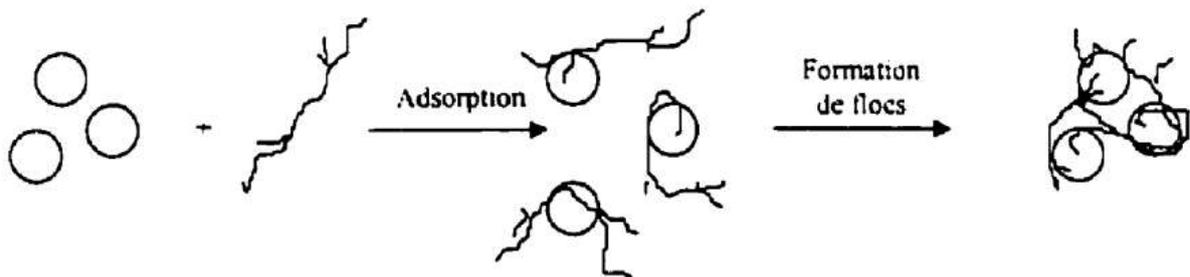


Figure IV.5 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères

IV.3.1.5 Paramètres affectant la coagulation

Le processus de coagulation est un procédé complexe. Ce dernier peut être influencé par plusieurs paramètres, certains sont liés à la qualité de l'eau brute, d'autres le sont au

traitement lui-même. Toutefois, il convient de préciser que d'autres paramètres sont importants, tels que la couleur, et le potentiel Zêta (**HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006**).

a) Paramètres liés à la qualité de l'eau brute : (**HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006 ; TOURBIN. M, 2006**).

Effet du pH : Le pH est un des paramètres qui affecte le plus la coagulation floculation. Son contrôle est donc suggéré. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui permet une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible.

Influence de la température : La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons.

Effet des sels dissous : Les sels dissous dans une eau influent beaucoup sur la coagulation et la floculation. Ils peuvent modifier la plage du pH optimale, le temps requis pour la coagulation, et la quantité du coagulant.

Influence de la turbidité : La turbidité est, elle aussi, un paramètre affectant le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation.

b) Paramètres liés au traitement

Influence de la dose de coagulant : La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante.

Influence du mélange : L'injection du coagulant doit être extrêmement énergétique pour qu'il se disperse rapidement et uniformément dans toute la masse d'eau. Ceci est dû à l'importance du contact entre les paramètres et le coagulant évitant la déperdition de ce dernier dans l'eau, et à l'instabilité de certaines espèces (en particulier les espèces polycationiques) qui tendent à s'hydrolyser, ce qui défavorise le processus.

IV.3.2 Mécanismes de floculation

La floculation est le processus qui favorise les contacts entre les particules colloïdales déstabilisées et leur agglomération. Deux mécanismes assurent la mobilité des particules :

IV.3.2.1 Floculation péricinétique

Le mouvement brownien des particules est fonction de la température de l'eau. Lorsqu'elles entrent en contact, les particules ont tendance à s'agglutiner les unes aux autres. Le taux de variation du nombre de particules, lors de la floculation péricinétique, est important lorsque la taille des particules est inférieure à 1 micron. Au-delà de cette taille, d'autres mécanismes doivent être utilisés afin d'assurer un taux raisonnable d'agrégation des particules (**HERNANDEZ DE LEON H. R, 2006**).

Le nombre total de particules varient donc selon le modèle de Von Smoluchowski réalisé en 1971 (**DESJARDINS. C, 1999**).

IV.3.2.2 Floculation orthocinétique

Ce type de floculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules (**DESJARDINS. C, 1999**).

IV.4 APPLICATION DE LA COAGULATION FLOCCULATION

Le procédé de coagulation floculation peut être employé pour retirer plusieurs types de substances organiques et inorganiques : les graisses, les huiles, le phosphore, la matière en suspension (MES), les métaux lourds, etc. Ce procédé permet donc la réduction de la demande biochimique (DBO) et chimique en oxygène (DCO), de même qu'une réduction des populations bactériennes. La coagulation floculation est fréquemment utilisée dans le traitement de potabilisation (**DEGREMONT, 2005**).

Les applications industrielles de la coagulation floculation sont nombreuses (**MOTTOT. Y, 2000**). La séparation de la caséine du lait est l'une des premières étapes de la fabrication de nombreuses spécialités fromagères. Toujours dans l'industrie agroalimentaire, on trouve également des étapes de coagulation ou floculation dans la clarification de boissons. Dans un autre secteur industriel et dans la fabrication du papier, des coagulants sont utilisés pour retenir les pigments minéraux opacifiants au sein des fibres de cellulose lors de la formation des feuilles.

La principale application de la coagulation floculation est dans le traitement des eaux. Une eau de rivière, une eau municipale usée ou une eau utilisée dans un procédé industriel, contiennent de nombreux composés qui sont à l'origine de la turbidité, la couleur, voire la toxicité de cette eau : des matières en suspension, des colloïdes et des matières dissoutes. On utilise la coagulation floculation pour éliminer la majorité de ces composés et purifier l'eau avant ou après son utilisation (**BOLTO B. A, 2006**).

IV.5 COAGULANTS ET FLOCCULANTS

Le type et la dose des produits de coagulation floculation ont une influence sur la (bonne ou mauvaise) qualité de l'eau clarifiée, le (bon ou mauvais) fonctionnement de la floculation et la filtration, et le coût d'exploitation. Les réactifs de coagulation et de floculation sont des produits d'origine minérale (sels d'aluminium et de fer), des polymères naturels et des polymères de synthèse. Les polymères sont beaucoup plus chers que les coagulants minéraux, mais leur dose d'emploi est faible, ce qui peut compenser l'écart de prix (MOTTOT, Y, 2000).

IV.5.1 Sels de fer et d'aluminium

Ils sont souvent appelés « coagulants minéraux », bien que certains d'entre eux, comme les sels d'aluminium polymérisés aient des propriétés de floculants. Mais ce sont bien les coagulants les plus efficaces, car ils présentent une densité de charge positive particulièrement élevée.

Les sels d'aluminium commerciaux sont généralement caractérisés par leur teneur en aluminium, exprimée en % Al₂O₃ (représentative de la matière active contenue) et par la « basicité » du produit, exprimée par le rapport molaire (OH⁻)/3(Al³⁺) (représentative du degré de polymérisation des ions d'aluminium). La réaction de base, lors de l'ajout d'un sel d'aluminium dans une eau, est la précipitation de l'hydroxyde d'aluminium et la libération d'acide (DEGREMONT, 2005)



IV.5.1.1 Les sulfate d'aluminium

Dont les principaux produits commercialisés sont, le chlorure d'aluminium, l'aluminate de sodium, et les sels polymérisés : polychlorure et polychloro-sulfate d'aluminium. Le sulfate d'aluminium reste le produit le plus utilisé, mais il est peu à peu déplacé par des polymères minéraux plus performants. Dans le monde des coagulants et floculants, il est représentatif du produit de commodité, peu onéreux, mais sans valeur ajoutée particulière.

Le seul critère différenciant les produits du marché est la pureté du produit. En effet, il est possible de trouver des produits recyclés contenant de nombreuses impuretés. Cependant, les principaux producteurs proposent des produits de très bonne qualité, répondant aux critères d'acceptation pour le traitement des eaux potables. Les coagulants les plus efficaces sont cités dans le tableau (IV.1)

Tableau IV.1 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer.

<i>Sels d'aluminium</i>	<i>Formule chimique</i>	<i>Sels de fer</i>	<i>Formules</i>
Sulfate d'aluminium (alun)	$Al_2(SO_4)_3$	Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$	Sulfate ferrique	$Fe(SO_4)_3$
Aluminium de sodium	$NaAlO_2$	Sulfate ferreux	$FeSO_4$

IV.5.1.2 Les polymères d'aluminium

Ce sont des polychlorosulfates basiques (PACS) de formule générale $Al_nOH_mCl_{(3n-m-2k)}SO_4(k)$. Ils agissent à la fois par neutralisation des charge électrostatique et par pontage des colloïdes. Certains produits ne contiennent pas de sulfates : ce sont les polychlorures basiques d'aluminium (PAC). Plus chers que les sels non polymérisés, leur utilisation conduit à une dose de traitement inférieure et surtout à une excellente qualité de l'eau traitée, une meilleure cohésion des boues et une faible teneur en aluminium résiduel. Ces produits sont particulièrement recommandés pour le traitement des eaux de surface (DEGREMONT. 2005).

IV.5.1.3 Les sels de fer

Commercialisés en traitement des eaux sont principalement le chlorure ferrique, le chlorosulfate ferrique et le sulfate ferreux. Ce sont des produits de commodité et contrairement aux sels d'aluminium, il n'existe pas de sels polymérisés à haut degré de basicité. Les sels ferriques, plus chargés, ont un meilleur pouvoir coagulant que les sels ferreux. Comme pour les sels d'aluminium, des espèces polycondensées apparaissent au cours du traitement, et sont fortement dépendantes du pH. L'utilisation d'un sel ferrique à dose élevée induit souvent une coloration rouille de l'eau traitée : c'est le principal inconvénient de ces produits (MOTTOT. Y, 2000).

IV.5.2 Coagulants et floculants organiques synthétiques

Ce sont des polyélectrolytes hydrosolubles de haut poids moléculaire et de différentes ionicités, obtenus par polymérisation d'un ou de plusieurs monomères. On distingue les coagulants à forte charge cationique et poids moléculaire relativement bas (104 à 105 Da), dont un exemple est le DADMAC (chlorure de diallylmethylammonium), et les floculants de très haut poids moléculaire (106 à 107 Da) et charge ionique très variable dont les principaux sont les polyacrylamides (MOTTOT. Y, 2000).

Contrairement aux polymères à base d'aluminium, l'utilisation de ces substances chimiques peut avoir plusieurs conséquences sur l'environnement (i) une augmentation de la concentration des métaux dans l'eau (qui peut avoir des implications de santé) ; (ii) la production de grands volumes des boues toxiques. Pour ces raisons, des coagulants et des floculants alternatifs ont été envisagés pour des applications environnementales (BOLTO. B ; GREGORY. J, 2007).

IV.5.3 Flocculants organiques naturels

Ce sont des polymères hydrosolubles d'origine animale ou végétale. Généralement non ioniques, ils peuvent être modifiés chimiquement. Leur poids moléculaire est plus faible que celui des polymères de synthèse, ce qui leur confère de moins bonnes propriétés de floculation. Leur intérêt réside dans leur caractère "naturel", non toxique, biodégradable, ...

Les plus utilisés sont les amidons, les alginates et les gommes guar ou xanthane. Ces produits sont cependant réservés à des applications très spécifiques car ils sont chers, parfois rares comparativement à la taille du marché de traitement d'eau (cas des gommes guar par exemple), et ont une efficacité réduite en raison de leur faible longueur de chaîne (**BRATBY. J, 2007**).

Partie expérimentale

Chapitre V

Chapitre V :

MATERIEL ET METHODES

V.1 INTRODUCTION

De nos jours, le problème des métaux lourds est devenu de plus en plus préoccupant. Une caractéristique commune des effluents industriels est liée au fait qu'ils contiennent presque toujours des métaux toxiques. La protection de l'environnement impose que les métaux contenus dans les effluents industriels soient éliminés jusqu'aux teneurs admises par les normes internationales. Dans ce chapitre, on étudie l'adsorption d'un métal qui est le nickel sur un adsorbant naturel ; la poudre de *Moringa oleifera*.

V.2 MATERIEL ET METHODES

Dans ce qui suit, nous présenterons le matériel qui sera utilisé dans la partie expérimentale

V.2.1 Petit matériel

- 4 béchers de 500 ml.
- 4 fioles de 250 ml.
- Fiole de 1 L.
- Entonnoir.
- Pipette graduée.
- pro- pipette.
- Papier filtre.
- Spatule.
- Chronomètre de Marque Hanhant sprint ©
- Fiole de 10 ml.
- Pissette.

V.2.2 Produits chimiques

- Nitrate de nickel hexahydraté $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. de Biochem ©
- L'acide chlorhydrique HCl de marque Biochem de 1N.

V.2.3 Appareillage

- Balance de marque Nahita model 2615
- pH-mètre de marque HANNA pH211
- Jar test de marque VELP SIENTIFICA (instrument : FP4 portable flocculator).
- Etuve de marque BINDER©.

- Spectrophotomètre Infra rouge.de marque FT/IR-4200.
- Spectrométrie d'adsorption atomique (SAA).

V.3 METHODOLOGIE DE TRAVAIL

V.3.1 Préparation de l'adsorbant naturel

La poudre de Moringa oleifera est l'adsorbant naturel dont on a utilisé dans nos expériences et qui a été préparé comme suit :

- les feuilles et les tiges de cette plante qu'elles sont déjà séchées sont bien broyé dans un mortier jusqu'à l'obtention d'une poudre très fine.



Figure V.1 : La poudre de Moringa oleifera.

V.3.2 Préparation des solutions

a. Préparation de la solution mère de Nickel

Notre solution mère de Nickel utilisée durant toutes les expériences et dont la concentration est de 1g/l a été préparé à partir de nitrate de Nickel hexahydraté $\text{Ni}(\text{NO}_3)_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$:

- On pèse 4.954g de Nitrate de Nickel ($\text{Ni}(\text{NO}_3)_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)

D'où:

$$M(\text{Ni}(\text{NO}_3)_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}) = 290.79 \text{ g/mol};$$

$$M(\text{Ni}) = 58.69 \text{ g/mol};$$

$$\text{On a: } 58.69 \text{ g/mol} \longrightarrow 290.79 \text{ g/mol};$$

$$1 \text{ g} \longrightarrow X.$$

$$X = (1 \times 290.79) / 58.69 = 4.954 \text{ g} \quad ;$$

Donc la masse qu'on doit peser est égale à **4.954 g** de Nitrate de Nickel hexahydraté pour obtenir **1g** en masse de Nickel.

- Cette quantité de **(4.954 g de Ni (NO₃),6 H₂O)** est versée dans une fiole jaugé de **1l**.
- On remplit un peu d'eau distillé, et on agite bien jusqu'à la dissolution complète de notre sel.
- La fiole est rempli de l'eau distillé jusqu'à trait de jauge.

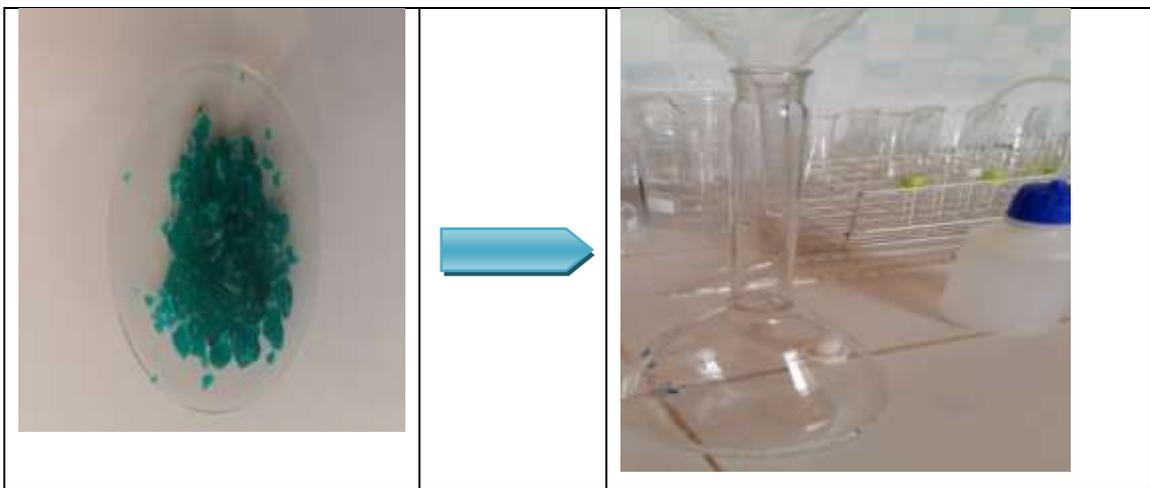


Figure V.2 : La préparation de solution mère de Nickel.

b. Préparation des solutions diluées (solutions filles de Nickel)

A partir de la solution mère de notre expérience ($C = 1\text{g/l}$), on a préparé quatre solutions filles de concentration **10, 20, 30, et 40 mg/l**, et pour réaliser cela, on a procédé dans des fioles de 250 ml comme suit :

A partir de la loi de dilution $C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2$, on a calculé les volumes nécessaires dont on doit prélever à partir de la solution mère de Nickel ($C = 1 \text{ g/l}$).

- Les solutions filles déjà préparées sont versées dans quatre béchers de **500 ml** respectivement.

- On pèse quatre quantités égales de **1 g** en masse de la poudre de **MO**, pour les verser en même temps dans les quatre béchers contenant les solutions filles de **10, 20, 30, et 40 mg/l**.
- Ces mélanges subissent une agitation à **100 rpm** (révolution per minute) pendant **2h**, et pour cela, on a utilisé un Jar test de marque **VELP SIENTIFICA (FP4 portable flocculator)** ayant quatre rampes.



Figure V.3 : Jar test à quatre rampes.

- Après bien mélanger les solutions de Nickel avec l'adsorbant (**MO**), le prélèvement de surnageant de ces mélanges est effectué aux différents temps jusqu'à **2h**, et on les verse dans des tubes à essai.

C. Variation de pH

A partir de la même méthode précédemment citée, trois expériences sont effectuées avec une variation de pH, d'où le pH initial de la solution mère est égal à **5.23**. Ce dernier a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre de marque **HANNA** préalablement étalonné avec un étalon (**pH = 6.28**).

Pour ajuster le pH de solution mère à **2** et **3.5**, on utilise l'acide chlorhydrique HCl de 1N, et on a procédé avec la même méthode décrite précédemment.

d. Méthodes d'analyse

- **Spectrométrie d'adsorption atomique (SAA) :**

La spectrométrie d'adsorption atomique est une technique décrite pour la 1^{ère} fois par **Walsh** en 1955.

La **SAA** permet de doser une soixantaine d'éléments chimiques (métaux et Non métaux) et de doser essentiellement les métaux en solution. Nos échantillons sont analysés à partir de la **SAA** et les résultats de cette analyse sont mentionnés au chapitre suivant.

- **Infrarouge IR :**

La spectroscopie infrarouge est l'une des méthodes les plus efficaces et répondues pour l'identification des molécules organiques et inorganiques a partir de leurs propriétés vibrationnelles. En effet, le rayonnement infrarouge excite les atomes, les quelles subissent des vibrations selon divers modes qui sont : déformation, élongation symétriques ou non symétriques.

Dans notre étude, on a appliqué cette analyse pour identifier les groupements fonctionnels de MO.

Résultats et discussion

Chapitre VI

VI.1 CARACTERISATION DE LA M. OLEIFERA

- La M. oleifera utilisé provenant du Sahara algérienne (Adrar), Le produit à l'état naturel est un solide de coloration jaune. Son analyse réalisée par Spectre infrarouge a donné le spectre ci-dessous Figure (VI.1).

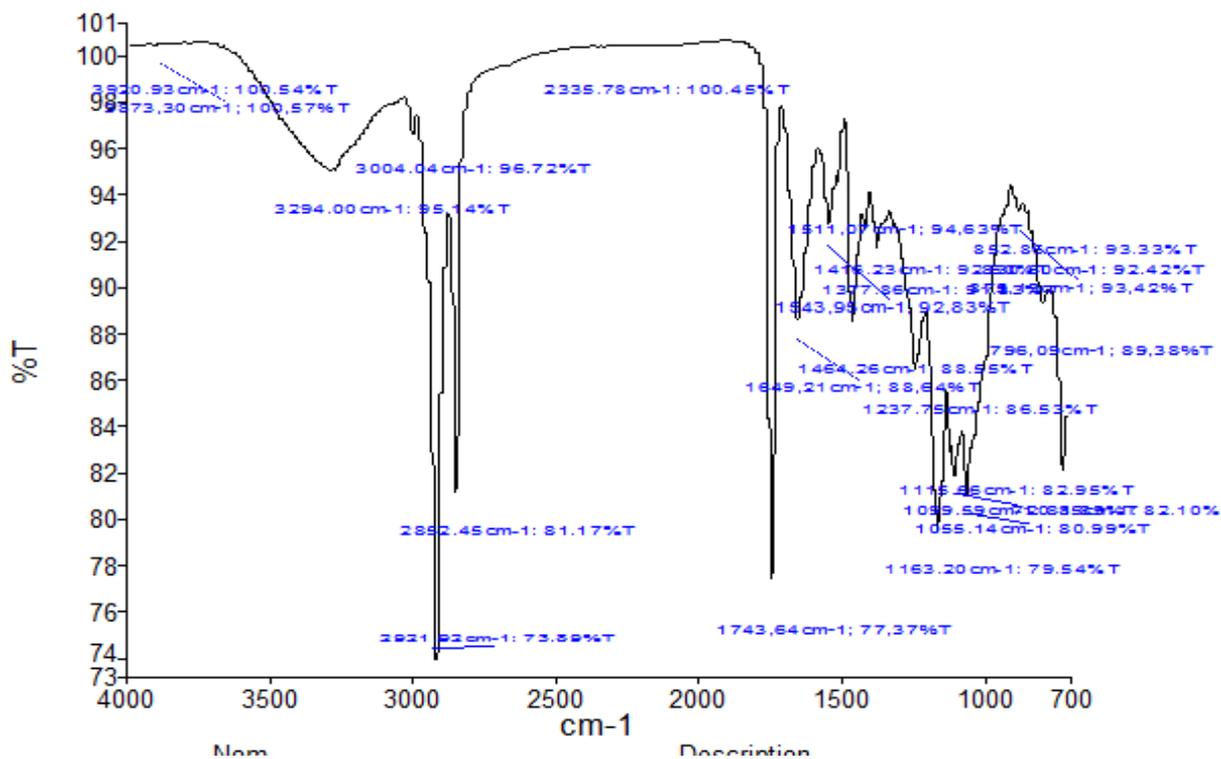


Figure VI.1 : Spectre infrarouge du biofloculant.

Le spectre infra rouge de Moringa oleifera indique la présence de la liaison OH par la bande étroite et intense vers 3332,66 cm⁻¹. Une autre bande intense entre 1550 et 1610 cm⁻¹ correspondent à des liaisons C=O, et une bande de faible intensité entre 1020-1220 cm⁻¹ qui correspondent à des liaisons C-N.

Tableau VI.1 : Récapitulatif des bandes obtenues par spectroscopie infrarouge.

	Le nombre d'onde (cm ⁻¹)	Les liaisons
La poudre MO	3200-3400	OH
	1550-1610	C=O
	1020-1220	C-N

VI.2 INFLUENCE DE TEMPS DE CONTACT SUR L'ADSORPTION DE NICKEL PAR MO

Les résultats qui montrent l'influence de temps de contact au cours d'adsorption de Nickel par la poudre de MO sont illustrés dans les tableaux suivants :

Au cours de ce procédé, la cinétique d'adsorption de Nickel sur la poudre de Moringa oleifera a été suivie pendant **24h**.

Les résultats obtenus sont traduits dans la figure VI.2

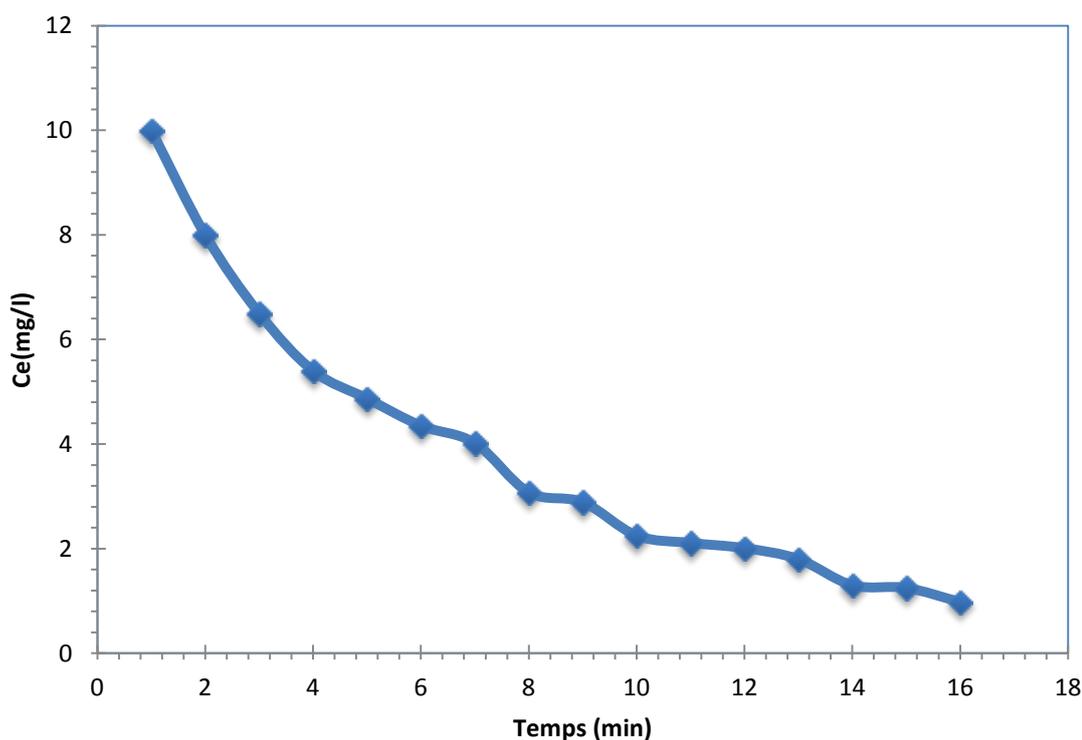


Figure VI.2 : Influence de temps de contact sur l'adsorption de Nickel sur MO à pH=2.

D'après les résultats mentionnés dans la figure VI.2, On remarque une diminution très importante de concentration en Nickel dès que les premiers 5 minutes jusqu'à les 30 minutes. Ce résultat laisse à suggérer un phénomène d'occupation des sites d'adsorption de MO. Après les 40 minutes, on constate une continuité de diminution de concentration en Nickel mais à des teneurs presque stables, cette stabilité est traduite par une saturation des pores et des sites d'adsorption de Moringa. A 24heures, on constate un taux diminution de concentration en Nickel très importante de 10 mg/L jusqu'à 0.98mg/l.

VI.3 INFLUENCE DE PH AU COURS D'ADSORPTION DE NICKEL SUR LA POUDRE DE MO

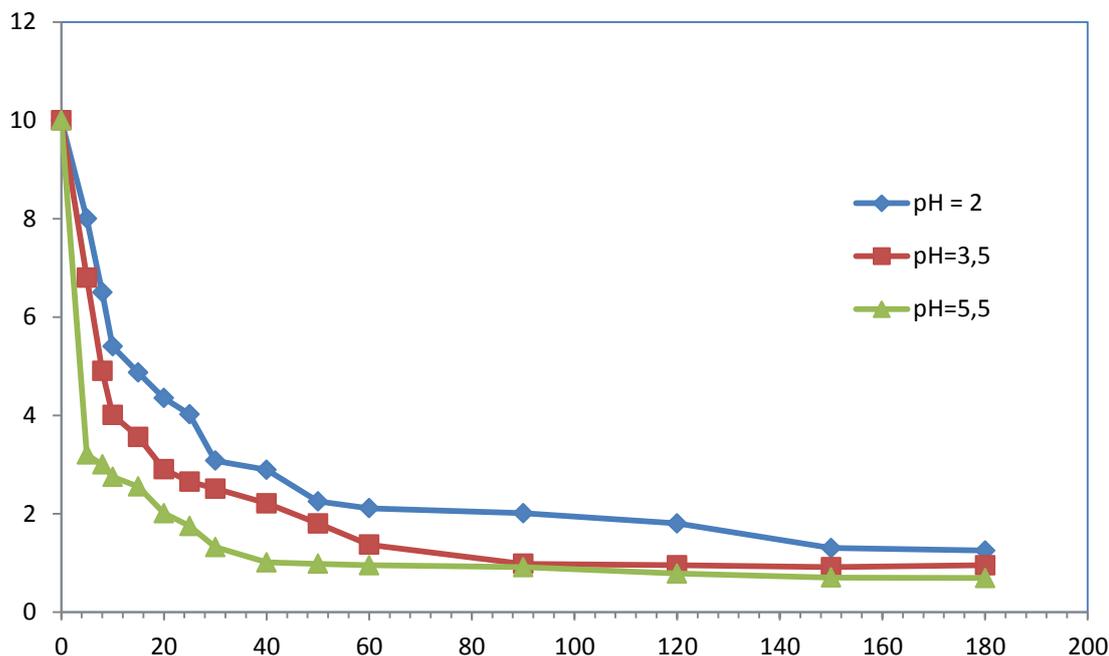


Figure VI.3 : Influence de pH au cours d'adsorption de Nickel sur la poudre de MO.

La figure VI.3 illustre aussi une variation du pH de la solution de Nickel durant le procédé d'adsorption de ce dernier sur la poudre de Moringa oleifera.

Le pH de la solution est un facteur significatif dans l'étude de l'adsorption du fait qu'il peut aider à expliquer le mécanisme d'adsorption.

L'influence de pH de la solution de Nickel sur la poudre de Moringa oleifera a été étudiée en utilisant différentes pH ; 2, 3.5 et 5.5.

On constate d'après la figure précédente une diminution de concentration en Nickel dans les trois solutions de pH=2 ; 3.5 et 5.5. Néanmoins la diminution est très importante dans la solution dont le pH est de 5.5.

Par conséquent, le pH optimal de l'adsorption de Nickel sur MO est celle de **pH= 5.5**, et cela dans les conditions de notre travail.

Chapitre VI : Moringa oleifera comme adsorbant

VI.4 LA CAPACITE D'ADSORPTION

L'évaluation de l'efficacité d'adsorption est réalisée par la détermination de la capacité d'adsorption de matériau adsorbant noté, (q_e) et exprimé en mg de métal par d'adsorbant.

$$q_e = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \cdot \frac{V}{m}$$

C_0 : concentration initial en ions métalliques dans la solution (mg/l) ; 10 mg/l ;

C_e : concentration résiduelle en ions métalliques relevée à l'équilibre (mg/l) ;

m : masse d'adsorbant introduite en solution (g) ;

V : volume de la solution métallique (L).

Tableau VI.2 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 2.

T(min)	5	8	10	15	20	25	30	40	50	60	90	120	150	180
C_e (mg/l)	8	6.5	5.4	4.87	4.35	4.02	3.075	2.89	2.25	2.11	2.01	1.08	1.03	1.25
q_e (mg.g⁻¹)	0.5	0.875	1.15	1.28	1.41	1.49	1.73	1.77	1.93	1.79	1.99	2.05	2.175	2.18

Tableau VI.3 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 3.5.

T(min)	5	8	10	15	20	25	30	40	50	60	90	120	150	180
C_e (mg/l)	6.8	4.9	4.01	3.56	2.9	2.65	2.51	2.21	1.8	1.37	0.98	0.95	0.91	0.95
q_e (mg.g⁻¹)	0.8	1.27	1.49	1.61	1.77	1.83	1.87	1.94	2.05	2.15	2.25	2.26	2.27	2.26

Tableau VI.4 : Évaluation de la capacité d'adsorption à pH= 5.5.

T(min)	5	8	10	15	20	25	30	40	50	60	90	120	150	180
C_e (mg/l)	3.2	3	2.75	2.55	2.01	1.75	1.32	1.01	0.98	0.95	0.91	0.78	0.701	0.69
q_e (mg.g⁻¹)	1.7	1.75	1.81	1.86	1.99	2.06	2.17	2.24	2.25	2.26	2.27	2.30	2.32	2.32

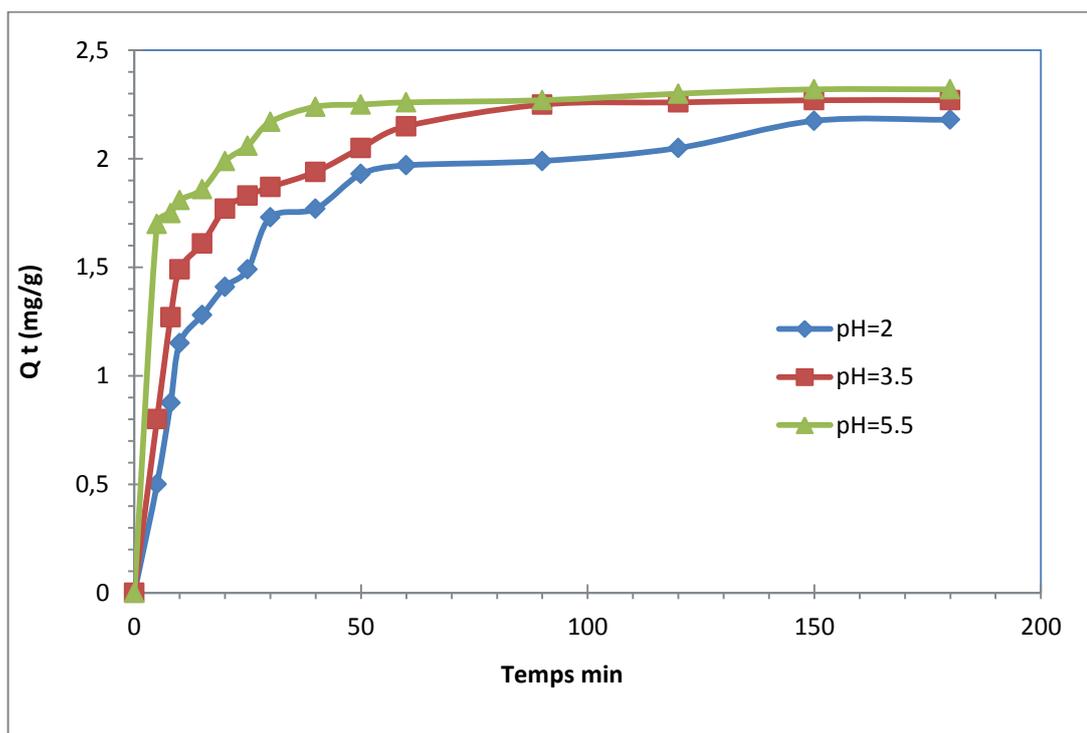


Figure VI.4 : La cinétique d'adsorption de Nickel sur MO à pH = 2 ; 3.5 et 5.5.

La figure VI.4 montre que l'équilibre d'adsorption est atteint au bout de 50 minutes pour la solution à pH = 5.5 avec une capacité d'adsorption de 2.25mg/g qui correspond à un taux d'élimination de $E = 90.2\%$.

Pour le pH = 3.5, l'équilibre est atteint au bout de 90 minutes avec 2.25mg/g qui correspond à un taux d'élimination de $E = 90.2\%$; par contre pour la solution à pH = 2 ; l'équilibre est atteint au bout de 150 minutes avec $q_e = 2.175$ mg/g donc un $E = 87\%$.

Par conséquent, l'adsorption est meilleur avec une solution de pH = 5.5 puisque elle est rapide (50 minutes) et avec un taux d'élimination plus important de 90.2%.

VI.5 TAUX D'ADSORPTION

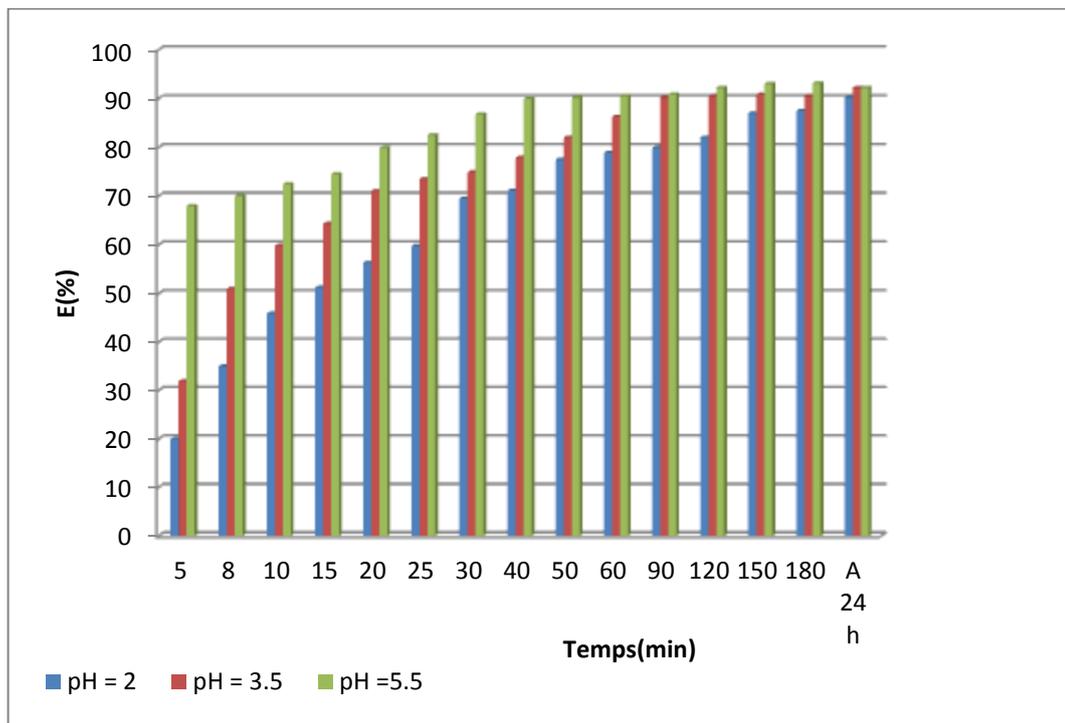


Figure VI.5 : Les taux d'élimination de Nickel sur MO à pH = 2 ; 3.5 et 5.5 par rapport au temps.

La figure VI.5 représente les taux d'élimination de Nickel sur MO à différentes valeurs de pH par rapport au temps dont ils sont calculés par la relation suivante :

$$E(\%) = \left(\frac{c_0 - c_e}{c_0} \right) \cdot 100$$

On constate que le taux d'élimination est meilleur à pH = 5.5.

Chapitre VII

VII.1 UTILISATION DU M. OLEIFERA DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU

Des essais expérimentaux ont été menés pour évaluer la faisabilité et l'efficacité de l'utilisation du M. Oleifera pour la coagulation d'une suspension de synthèse contenant des particules de bentonite et bentonite avec l'acide humique. La performance de la coagulation floculation utilisant la M. oleifera a été par conséquent, systématiquement étudiée pour différents dosages du coagulant, pH, concentration de la bentonite.

VII.1.1 Corrélation entre la turbidité et la matière en suspension (MES)

La corrélation entre la turbidité et la matière en suspension (MES) est présentée à la figure (VII.1). Elle consiste en la variation de la turbidité en fonction de la concentration de la bentonite. La turbidité augmente linéairement avec la concentration de la bentonite.

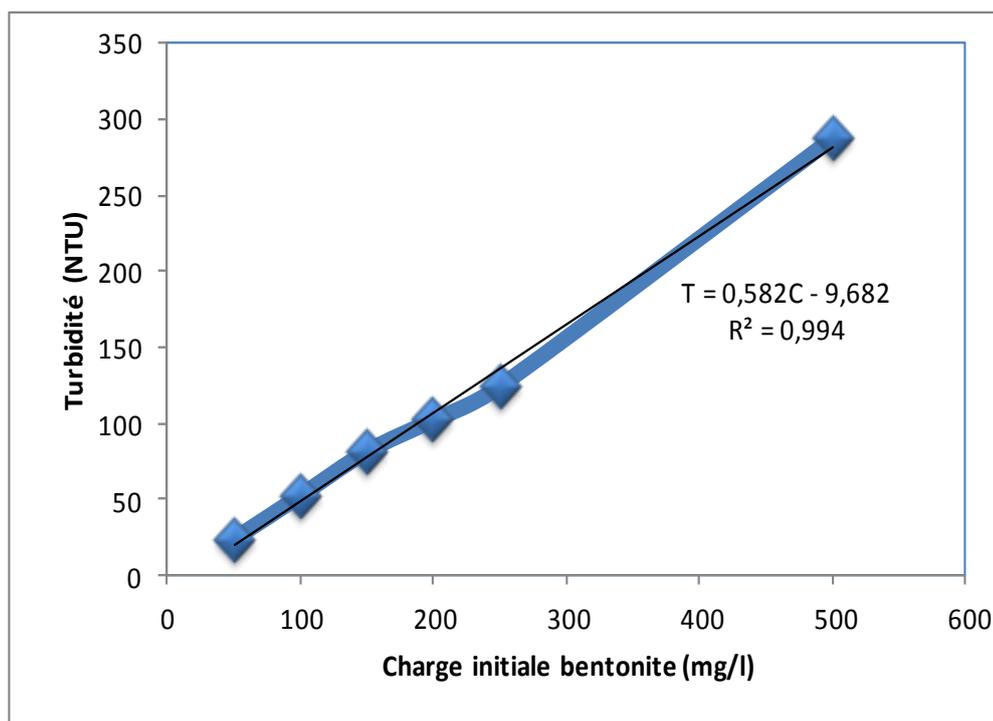


Figure VII.1 : Turbidité en fonction de la concentration de la bentonite.

La décantation naturelle correspond à une sédimentation de la bentonite en absence du M. oleifera. La figure (VII.2) présente la variation de la turbidité résiduelle de la suspension de la bentonite à pH 8,3 en fonction du temps de décantation (de 10 à 90 min).

Nous remarquons une diminution rapide de la turbidité résiduelle jusqu'à l'obtention d'un palier constant, et ce pour toutes les concentrations utilisées de la bentonite. La durée de la diminution rapide est de 10 minutes pour la faible charge (50 mg/l), et 15 min pour les charges allant de 100 à 150 mg/l, et de 60 minutes pour la plus grande charge (300 mg/l). Notons que le palier constant augmente avec la concentration de la bentonite.

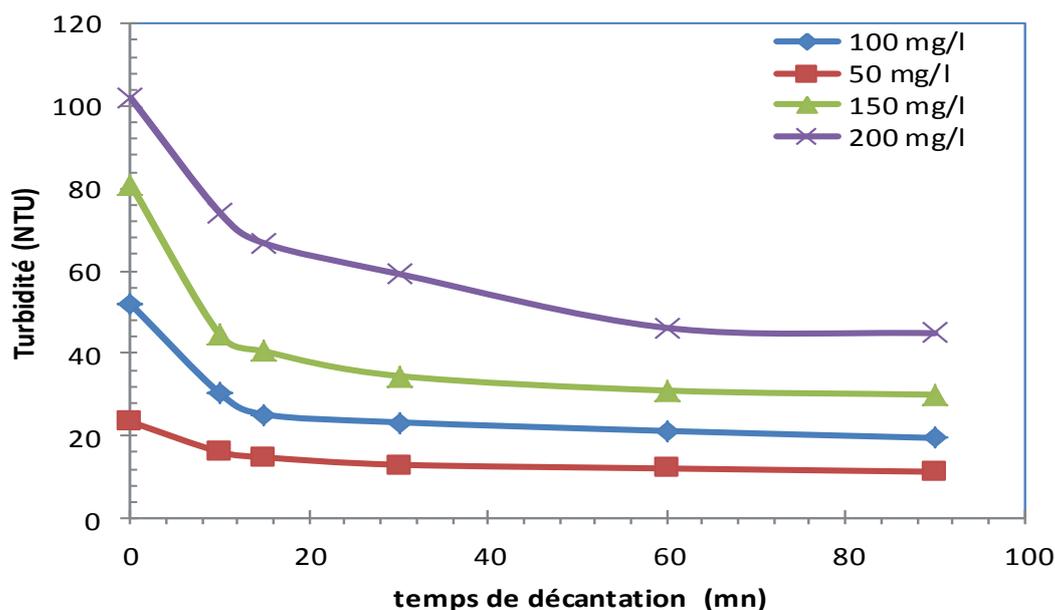


Figure VII.2 : Décantation naturelle de la bentonite.

La décantation de la bentonite en suspension est favorisée par l'effet de la compression de la double couche des particules causées par l'existence des sels minéraux dissous dans l'eau (ROUSSY. J, et al., 2005). Cependant, la décantation sans addition d'un coagulant n'accomplit pas l'objectif du traitement où la turbidité résiduelle doit être strictement inférieure à 10 NTU.

VII.1.2 Effet de la dose du *M. oleifera* sur l'eau de Synthèse à base de bentonite

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du *M. oleifera* sur le processus de coagulation floculation, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de dernier (0.1 - 0.2 - 0.3 - 0.4 - 0.5 - 0.6- 1 - 1.5 - 2 - 2.5 - 3 et 3.5 mg/l).

VII.1.2.1 M. oleifera sans sel

Selon les résultats obtenus et présentés sur la figure (VII.3) relatifs à la variation de la turbidité en fonction de la dose du M. oleifera pour les différentes charges initiales de la bentonite (200 – 300 -500 et 1000 mg/l), pendant un temps de décantation de 30 minutes.

Nous remarquons qu'avec l'augmentation de la dose de 0,1 à 0,6 mg/l du M. oleifera, la turbidité diminue fortement (abattement quasi total), et ce pour toutes les charges initiales de la bentonite que nous avons choisies. En effet, dans cet intervalle (0,1 à 0,6 mg/l), une parfaite déstabilisation de la solution de bentonite a été obtenue. Cependant, la ré-stabilisation de la solution en question commence à avoir lieu à partir de 1 mg/l pour les concentrations 200, 300 et 1000 mg/l de la bentonite, et à 1.5 pour la concentration 500 mg/l de bentonite.

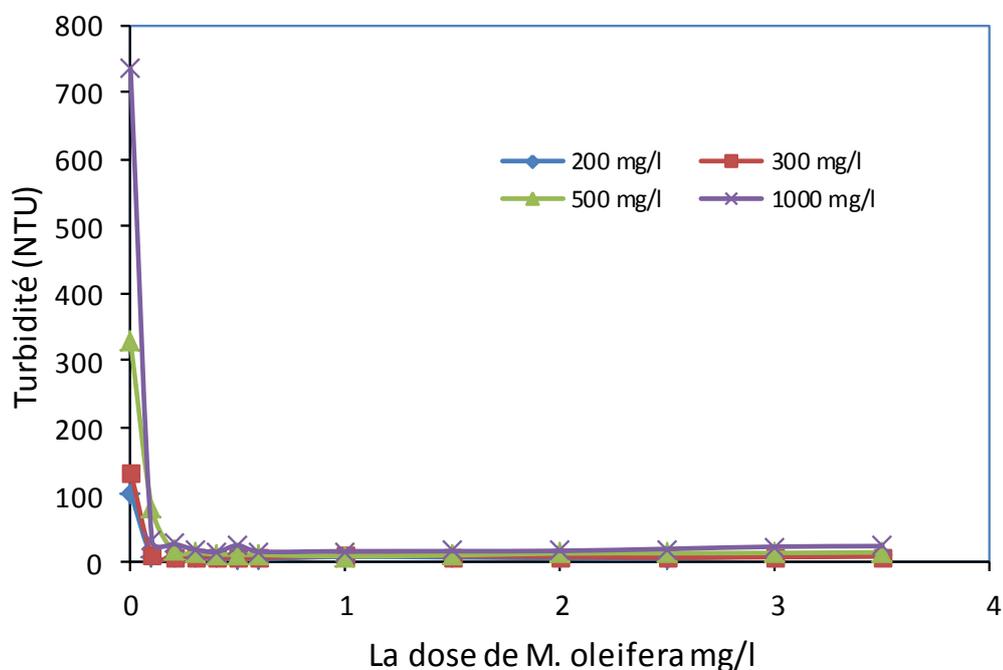


Figure VII.3 : Turbidité en fonction des différentes doses du biofloculant pour les différentes doses de l'eau synthétique.

La dose optimale du biofloculant pour les différentes doses de bentonite est comme suite : 0.6 mg/l pour les charges de bentonite de 200 et 300 mg/l, et 1 mg/l pour une charge de 500 mg/l de bentonite, et 0.4 mg/l pour la plus grand charge de bentonite (1000 mg/l) avec des taux d'abattement de 96.76%, 96.23%, 97.83%, 98.13% , respectivement (Figure VII.4).

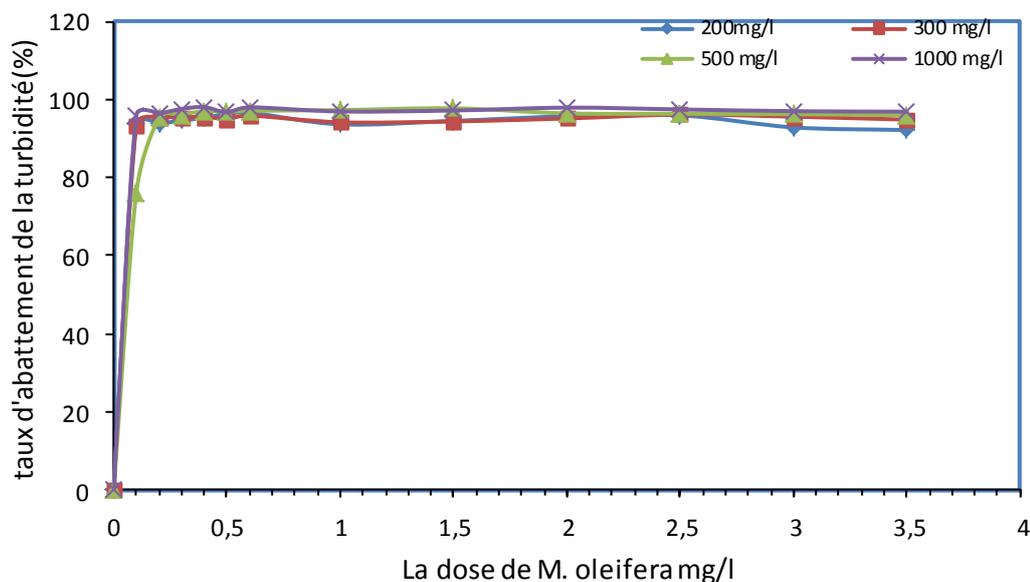


Figure VII.4 : Taux d'abattement de la turbidité en fonction de dose de M. oleifera.

VII.1.2.2 M. oleifera avec le sel

La caractéristique représentative de l'évolution de la turbidité résiduelle des différentes charges initiales de la bentonite (100 -200 - 300 et 500 mg/l) en fonction de la dose du M. oleifera est illustrée sur les figures (VII.5), et (VII.6) qui présentent le taux d'abattement de la turbidité en fonction de dose de biofloculant.

Nous observons que la turbidité diminue fortement (abattement quasi total), et ce pour toutes les charges initiales de la bentonite que nous avons choisies. En effet, dans cet intervalle (0.1 à 0,6 mg/l). La dose 3 mg/l a engendré une réduction presque totale de la turbidité pour les trois charges initiales de bentonite 200, 300 et 500 mg/l avec un taux d'abattement de 98.13%, 98.3%, 99.1% respectivement pour chaque charge, et cela pareil avec la dose 2 mg/l pour la charge de bentonite de 100 mg/l avec un taux d'abattement de 94.84%.

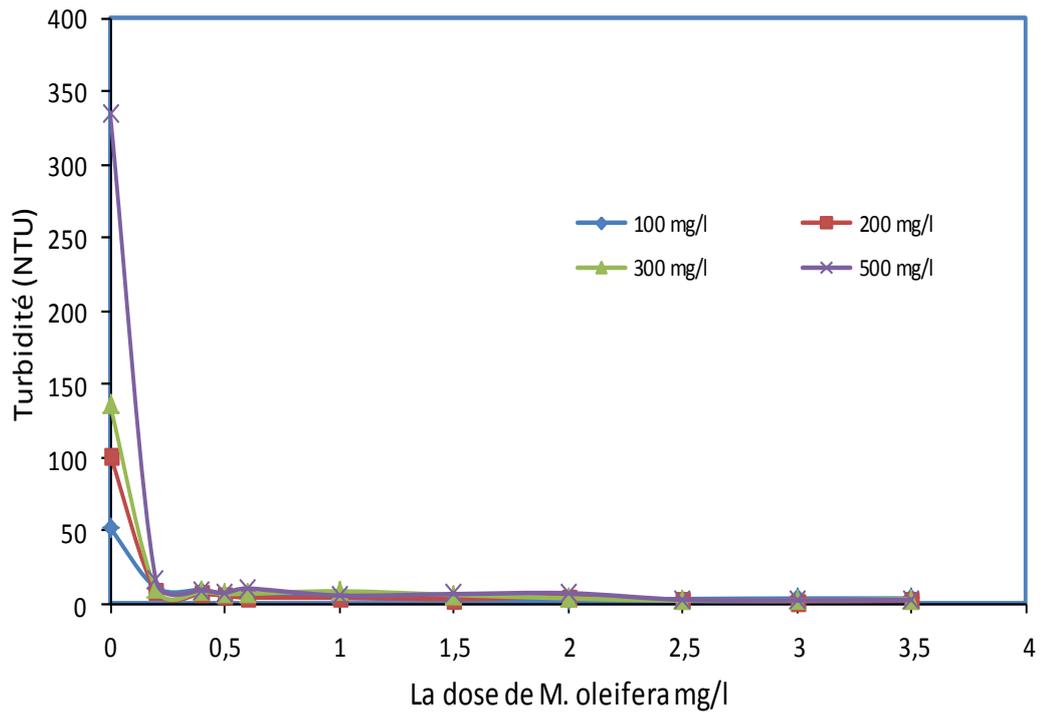


Figure VII.5 : Turbidité en fonction des différentes doses du biofloculant pour les différentes doses de l'eau synthétique.

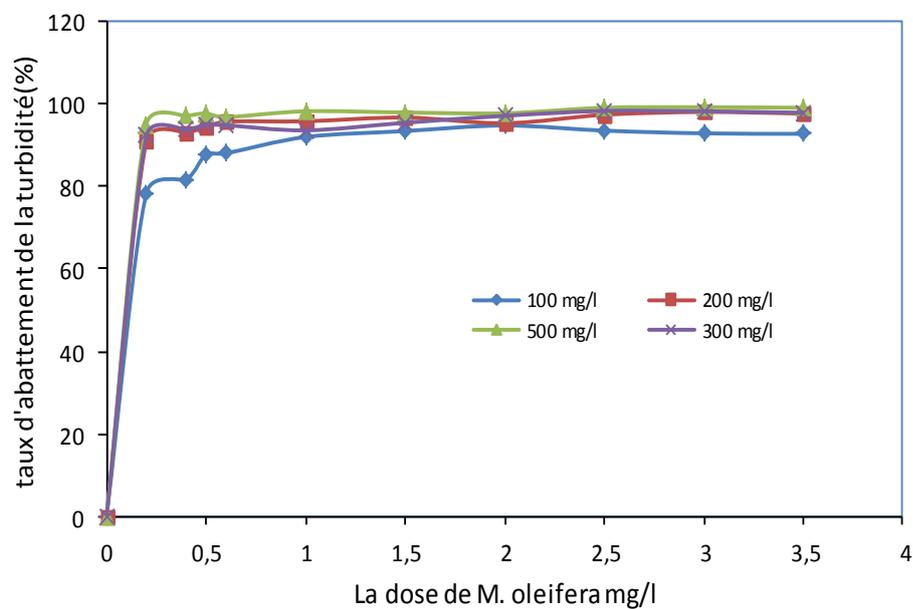


Figure VII.6 : Taux d'abattement de la turbidité en fonction de dose de M. oleifera.

VII.1.3 Effet de la dose du *M. oleifera* sur l'eau de Synthèse à base de bentonite + acide humique

Les figures suivante (VII.7), et (VII.8) montrent, l'effet du biofloculant sur la turbidité résiduelle pour différentes charge du l'eau synthétique. La charge initiale de bentonite a été fixé à 300 mg/l et le poids de l'acide humique a été varié de 10 jusqu'à 50 mg avec un pas de 10 mg.

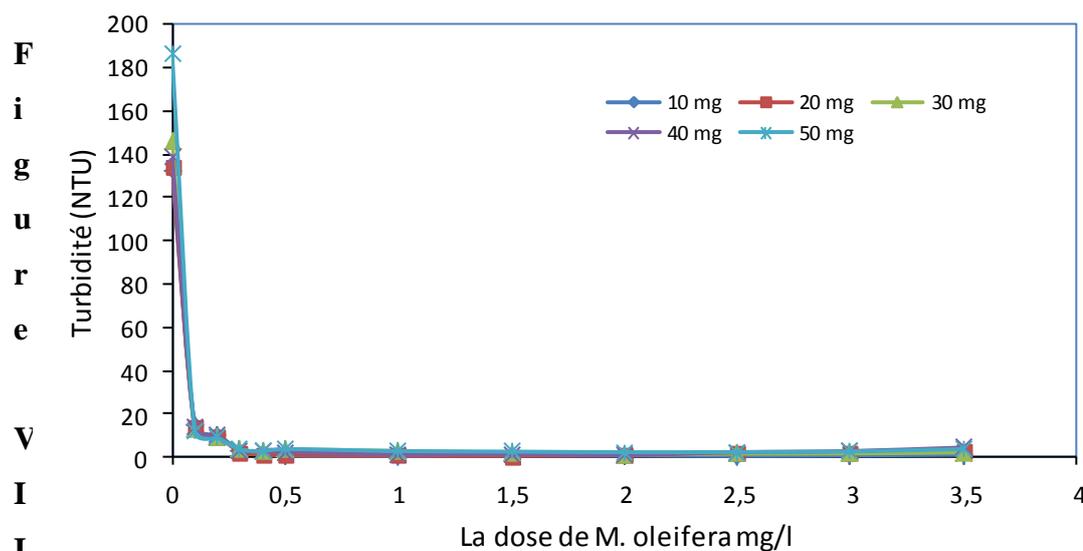


Figure VII.7 : Turbidité en fonction des différentes doses du *M. oleifera* pour une concentration de la bentonite de 300 mg/l et différents poids de l'acide humique.

D'après ces figures, nous observons qu'après 30 min de décantation une chute brutale de la turbidité pour toutes les solutions qui contiennent les différents poids d'acide humique (5, 10, 15, 20 et 25mg), ce qui signifie un taux d'abattement de 99.64 %, 99.55%, 99.17%, 99.36%, 98.76%, respectivement, avec des doses optimales du biofloculant : 1 et 1.5 mg/l pour les deux premières poids et 2 mg/l pour les trois derniers.

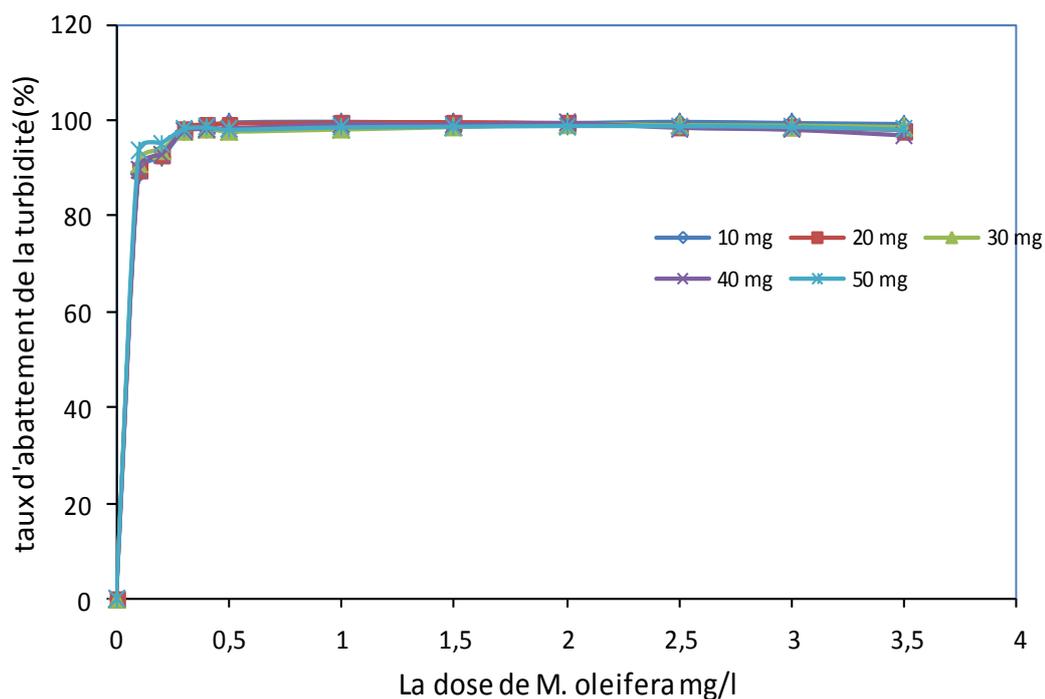


Figure VII.8 : Variation du taux d'abattement de la turbidité en fonction de la dose du M. oleifera.

VII.1.4 Effet du pH initial sur la turbidité résiduelle

Plusieurs paramètres extérieurs peuvent influencer sur l'efficacité des flocculants dans le processus de la coagulation, dont le dosage et le pH sont les plus importants.

La turbidité, initialement fixée à 134 NTU correspondant à 300mg/l de bentonite, a été examinée en variant le pH de la solution de 4.5 à 9 par pas de 0.5, et aussi la dose du M. oleifera a été fixée à 3 mg/l. Le pH de la solution a été ajusté par l'addition de 0,1 M de HCl ou 0,1 M de NaOH. Ces essais ont été effectués à température ambiante de 23 ± 1 °C. Les valeurs du pH initial (dénommé naturel) de la solution de la bentonite sont comprises entre 7,9 et 8,1 ; soit $8 \pm 0,1$. Les résultats ainsi obtenus sont présentés à la figure (VII.9).

Nous observons que la turbidité a tendance à diminuer d'autant que les pH tendent vers les pH acides et augmente légèrement pour les pH alcalins

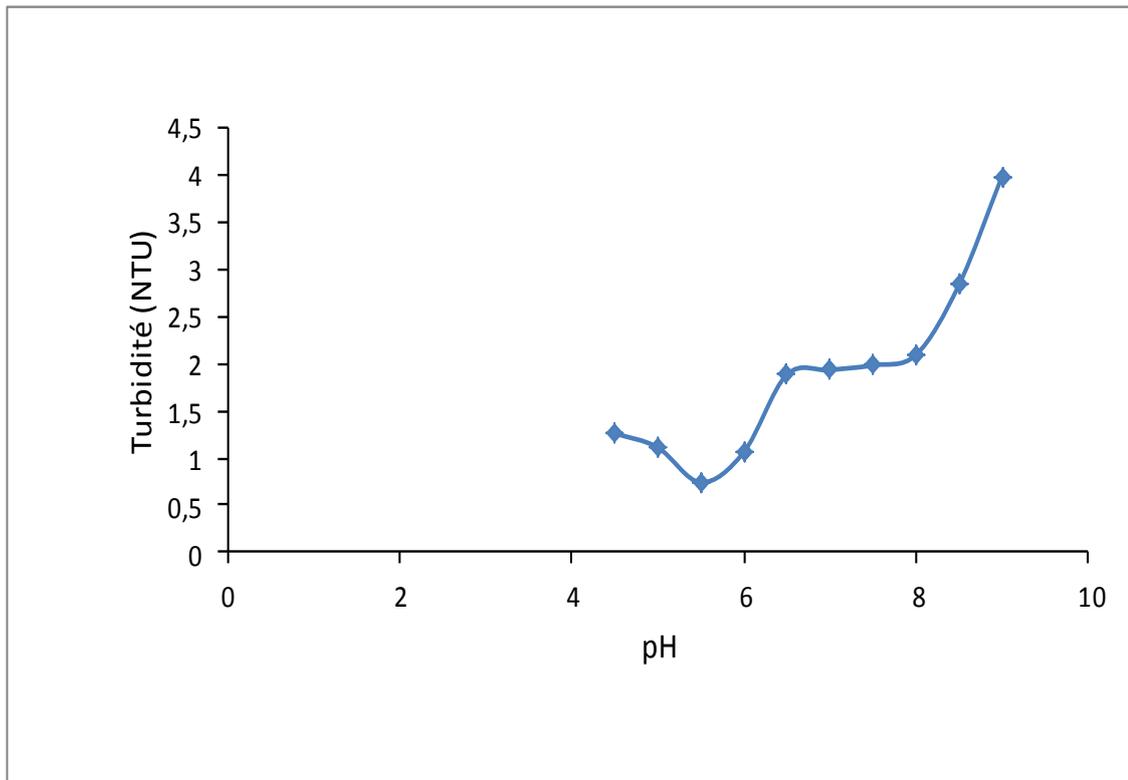


Figure VII.9 : Evolution de la turbidité résiduelle d'une solution à base de bentonite (300 mg/l), en fonction du pH.

Conclusion générale

Conclusion Générale

La pollution par les métaux lourds de plus en plus préoccupante et leur élimination en utilisant des supports naturels constituer un moyen très efficace dans le cas des eaux contaminées par les ions métalliques.

Dans le cadre du développement durable et de la protection de l'environnement, nous sommes intéressés à la valorisation d'un nouveau produit naturel biodégradable, en tant que floculant avantageux dans le procédé de traitement physico-chimique par coagulation-floculation des eaux usées.

L'objectif de notre travail consiste à étudier le pouvoir adsorbant du *M. oleifera* dans l'élimination des ions de Nickel ainsi le pouvoir floculant de cette dernière dans le traitement d'une eau synthétique à base de bentonite.

Les résultats obtenus en laboratoire, nous ont permis de tirer les principales conclusions, quant à l'intérêt de la mise en œuvre à l'échelle pilote, puis industrielle, du biofloculant en clarification :

Lors l'utilisation du *M.oleifera* comme un adsorbant pour l'élimination du Nickel, la diminution de concentration en Nickel est de 0.98 mg/l après les premiers 24 heures avec un pH optimal de 5.5 et dont l'adsorption est meilleur, puisque elle est rapide (50 minutes) et avec un taux d'élimination plus important de 90.2%.

Pour l'eau synthétique, lors l'utilisation du *M. oleifera* sans sel, le taux d'abattement de la turbidité pour les différentes charges initiales de la bentonite utilisée est compris entre 96.76 et 97.83%, pour une dose du bifloculant appartenant à l'intervalle [0,4 ; 1 mg/l], pour un pH 8 de l'eau synthétique et un temps de décantation de 30 minutes. Avec l'utilisation du *M. oleifera* solubilisé dans le sel le taux d'abattement augmente de 2% comparativement aux résultats précédents.

Une parfaite déstabilisation de la solution (bentonite + acide humique) a été obtenue pour une dose appartenant à l'intervalle [0,1 ;2 mg/l], avec un abattement quasi-total de la turbidité. Cependant, à partir de 2,5 mg/l, la ré-stabilisation de la solution en question (ré-augmentation de la turbidité) commence à avoir lieu.

Par ailleurs, le pH, la turbidité initiale et la dose du *M. oleifera* jouent un rôle important dans le processus de coagulation floculation. Le *M. oleifera* peut être efficace dans une large gamme du pH. Pour une dose de 3 mg/l de ce biomatériau est suffisante pour réduire 99.43% de la turbidité dans une solution acide (pH=5,5). Cependant, la ré-augmentation de la turbidité commence à avoir lieu à partir d'une solution alcaline.

Référence bibliographique

Référence bibliographique

- ANDRES. Y, FAUR- BRASQUET. C ; GERENTE.C ; et Le CLOIRES, P (2007). «Elimination des ions métalliques et des métalloïdes dans l'eau ». Techniques de l'ingénieur (M 8000), pp. 1-14.
- ARRIS. S, (2008). Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des sous produits de céréales. Thèse de Doctorat en sciences en génie des procédés. Université de Constantine ; Algérie.
- ABDULKARIM, S. M. LONG, K., LAI, O. M., MUHAMMAD, S. K. S., GHAZALI, H. M. 2005 Somme physicochemical properties of Moringa oleifera seed oil extracted using solvent aqueous enzymatic method, Food Chemistry 93,253-263.
- ADEMILUYI, J. O., 1988 Sludge conditioning with Moringa seeds, Environmental International, Vol. 14,59-63.
- ADEMILUYI, J. O. et EZE, R. M., 1990 Sludge conditioning with Moringa seeds Environmental management, 14, (1): 125-129.
- ALSAMAWI, A. A., SHOKRALLA, E. M., 1996 Investigation into an indigenous natural coagulant. J. Environmental Sei. Health, 31,1881-1897.
- ALLOWAY, B.J. ET AYRES, D.C., 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 pp.
- AMIROUCHE. L, OUTIOUA, Etude du pouvoir de sorption du Cuivre (II), du Zinc (II) et des polyphénols par les bentonites sous l'effet des irradiations micro-ondes, mémoire de magister, université Mouloud Mammeri de TIZI-OUZOU, 2011, p 20.
- BERNE. F, Les traitements des eaux dans l'industrie pétrolière, Édition TECHNIP,(1972), 207 p.
- BAGHDAD. M, CHADOULI. M, Contribution à l'étude de la qualité des eaux épurées de la station de traitement des eaux, Mémoire de fin de stage, Alger, (2010), 78 p.
- BECHAC. J ; BOUTIN. P, traitements des eaux usées Ed EYROLLES Bd St Germain. (1984), 121p.
- BEAUDRY Jean-Paul. Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada, 1984.
- BAIZE, 1997.Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed.Inra. Versailles, 408p.
- BLAIS J.F, DUFRESNES., and MERCIER G. (2000).Etat de développement technologique en matière d'enlèvement des métaux des effluents industriels. Rev. Sci. Eau, 12 (14),687-711.
- BAIZE. D, (1997). Teneurs en éléments trace métalliques dans les sols. INRA Editions, Paris (France), 408.
- BECKMAN-C, (1999). "La surface spécifique d'une poudre ou d'un solide et Caractérisation des Particules".
- BOULLARD. B, 2001. Plantes médicinales du monde: Réalités et Croyances. Paris : ESTEM editions.-
- BHOLE, A. G., 1987 Performance studies of a few natural coagulants, Journal of the IWWA. Vol. XIX, nO 3, 205-209.

Référence bibliographique

- BLAIS, J. F., SALVANO E., HAMMY F. et MERCIER, G., 2002 Comparaison des adsorbants naturels pour la récupération du plomb lors de la décontamination de chaux usées d'incinérateur de déchets municipaux. *J. Environ. Eng. Sci.*, nO 1,265-273.
- BHOLE, A. G., 1995 Relative evaluation of few natural coagulants. 1. *Water Supply Res. Technol.* 44, 284-290.
- BUNZI, K., SCHMIDT, W. And SANSONI, B., 1976 Kinetics of ion exchange in soil organic matter IV Adsorption and desorption of Pb, Cu, Cd, Zn and Ca, by peat, In *Journal of Soil Science*, 27, 32-41.
- BRATBY, J. (2007). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. 2nd ed. IWA Publishing.
- BOLTO B. A. (2006). Chapter 5: Coagulation and flocculation with organic polyelectrolytes. *Interface Science in Drinking Water Treatment*. Newcombe and D. Dixon (editors), Elsevier.
- BOLTO. B., GREGORY. J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Res*; 4: 11, 2301-2324.
- BOUCIF. A, ALLAM, Etude de la Co-adsorption de deux pesticides (Durion et Metribuzine) sur un charbon actif en poudre, mémoire d'ingénieur d'état en chimie industrielle, école nationale supérieure polytechnique, 2008, pp 13-14.
- BOUNOUR. I, Modélisation des isothermes d'adsorption dans le cas de : phénol et de bleu de méthyle sur le charbon actif en grain, mémoire d'ingénieur d'état, école nationale supérieure polytechnique, 2009, p 3.
- CAZENAVE, A. and NERM, S. (2002). Redistributing earth's mass. *Science*, 297,783-784.
- CROTEAU M. N., S. N. LUOMA, and A. R. STEWART, 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.*, 50:1511–1519.
- CALLENDER. E, 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.
- CROTEAU M. N., S. N. LUOMA, and A. R. STEWART, 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.*, 50:1511–1519.
- COTRAN, R.S., KUMAR, V. et ROBBINS, S.L., 1990. *Patologia ambiental, Patologia Estructural y Funcional*. Interamericana-Mc Graw-Hill, Madrid, pp. 499-546.
- CANDELONE, J.-P., HONG, S., PELLONE, C. et BOUTRON, C.F., 1995. Post-Industrial Revolution changes in large-scale atmospheric pollution of the northern hemisphere by heavy metals as documented in central Greenland snow and ice. *Journal of Geophysical Research*, 100(8): 605-616.
- CHITOUR C.E. (1992), *Physico-chimie des surfaces. Les interfaces gaz-solide et liquide-solide*, Ed. OPU, Alger, 462p.
- CHITOUR S.E. (1981). "Chimie des surfaces introduction a la catalyse" ,2eme adition, "Chimie physique des phénomènes de surface".
- CHITOUR S.E. (1979). "Chimie physique des phénomènes de surface".

Référence bibliographique

- COUILLARD, D., 1994 The use of peat in wastewater treatment, in *Water Research*, 28 (6), 1261- 1274.
- DEGREMONT. *Mémento technique de l'eau*, Technique et documentation, tome 1, 1989, P : 5, 24,25.
- DESJARDINS R. *Le traitement des eaux*, 2 ème édition, Ed. De l'école polytechnique de Montréal, 1997.
- DEFOREST D. K., K. V. BRIX and W. J. ADAMS, 2007. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*, 84 :236–246.
- DAI, J; BECQUER, T; ROUILLER, J. H.; REVERSAT, G; REVERSAT, F. B.; LAVELLE, P. *Applied Soil Ecology* 2004, 25, 99.
- DRAXLER. J; MARR R et PROTSCHE M ' «Commercial-Scale extraction of zinc by emulsion liquide membranes » *Separation Technology. Proc off the Engng.Found.conf*, (1987) 204-214 Ed. Li N.N et strathmann H.Pub.AichE.New.York.
- DIAZ. A; RINCON. N; ESCORIHUELA. A; FERNANDEZ. N ; CHACIN. E. et FORSTER, C. F., 1999 A preliminary evaluation of turbidity removal by natural coagulants indigenous to Venezuela, *Process Biochemistry* 35,391-395.
- DIHANG M. D. (2007). Mécanismes de coagulation et de floculation de Suspensions d'argiles diluées rencontrées En traitement des eaux. *Génie des Procèdes et de l'Environnement*, Université Paul Sabatier, Toulouse III.
- DEGREMONT, (2005). *Mémento technique de l'eau : Tome 2*. Lavoisier, SAS-Lexique technique de l'eau, dixième édition, Paris, France.
- DESJARDINS. C, (1999). Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (ACTIFLO) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test. *Mémoire de Maîtrise Es Sciences Appliquées (Génie Civil)*, Département Des Génies Civil, Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.
- ESPIAU. P, (1994). Les complexes adsorbants. In: M. Bonneau and B Souchier (Eds), *Pédologie. Tome II. Constituents et propriétés du sol*. Paris, France: Masson, p. 489-510.
- FENT. K, *Organotin compounds in municipal wastewater and sewage :contamination,fate in treatment process and ecotoxicological consequences*, *The Science of the Total Environment* 185 (1996) 151-159).
- FERGUSSON, J.E., 1990. *The heavy elements:chemistry, environmental impact and health effets*, 1. Pergamon Press, Oxford, 614 pp.
- FOIDL. N., MAKKAR H.P.S. et BECKER K., 2001. The potential of *Moringa oleifera* for agricultural and industrial uses (45-76). In: Fuglie L. J (editor). *The miracle tree: the multiple attributes of Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.-177p.
- FUGLIE L.J., 2001. Introduction to the multiple uses of *Moringa* (7-10) In: Fuglie L J (editor). *The miracle tree: the multiple attributes of Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.-177p.

Référence bibliographique

- FUGLIE L. J., 2002. Noms vernaculaires du *Moringa oleifera* (163-167) In : L'arbre de la vie, Les multiples usages du *Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.-177p.
- FUGLIE L.J., 2002. Nutrition naturelle sous les tropiques (105-118) In : L'arbre de la vie, Les multiples usages du *Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.-177p.
- FUGLIE L.J., 2002. Le *Moringa* dans la médecine traditionnelle (141-148) In : L'arbre de la vie, Les multiples usages du *Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.- 177p.
- FORTIN D., Lô M. et MAYNART G., 1997. Plantes médicinales du Sahel.- Dakar : Enda- Editions.-
- FERRAO A.M.B.C et MENDEZ FERRAO J.E., 1970. Acidos gordos em oleo de Moringueiro (*Moringa oleifera* Lam.). *Agronomia Angolana*, 8: 3-16.
- FOLKARD. G, 1997 The development of the *Moringa oleifera* and *stenopetala* tree to provide valuable products: coagulant for water! wastewater treatment and vegetable oil, Rapport à la Commission Européenne, projet de recherche n° TS3 CT94-0309, période, 1995-1997.
- FOIDL. N., MAKKAR, H. P. S. et BECKER. K., 2002 Potentiel du *Moringa oleifera* pour les besoins agricoles et industriels. In potentiel de développement pour les produits du *Moringa* : Actes de l'atelier international de Dar Es Salam 29 Oct.-2 nov.), sous la dir. De Saint Sauveur, Appora, Bese et Fuglie, Montepetlier (France), 1-4.
- GAVILAN GARCIA, I., GAVILAN GARCIA, A. et CASTRO DIAZ, J., 2004. Organometales. In: A. Fernandez Bremauntz, M. Yarto Ramirez et J. Castro Díaz (Eds.), *Las sustancias tóxicas persistentes*. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 1-64.
- GERARD. G, L'eau: Usages et polluants, Editions QUAE, (1999), 210 p.
- GOMMELLA. M, GURREE. H, les eaux usées dans les agglomérations urbains ou rurales Ed EYROLLES 61 boulevard saint – Germain, (1983), 249 p.
- GRABOW, W., SLABBERT, J. L., MORGAN, W. S. G. et JAHN S. A. A., 1985 Toxicity and mutagenicity evaluation of water coagulated with *Moringa oleifera* seed preparations using fish, protozoan, bacterial, coliphage, enzyme and Ames Salmonella assays. *Water SA*, II (1), 9-14.
- GASSENSCHMIDT U., JANY, K. K. TAUSCHER, B., NIEBERGALL, H., 1995 Isolation and characterization of a flocculation protein from *Moringa oleifera* Lam. *BBA Biochemica et Biophysica Acta* 1243,477-481.
- GANJIDOUST, H., TATSUMI, K., YAMAGISHI, T., GHOLIAN, R. N., 1997 Effect of synthetic and natural coagulant on lignin removal from pulp and paper wastewater, *Water Science Technology*, nO 3S, 286-291.
- HENRI. L, L'eau Potable, Édition réimprimée, (2012), 190 p.
- HONG, S., CANDELONE, J.-P., PATTERSON, C.C. et BOUTRON, C.F., 1994. Greenland ice evidence of Hemispheric Lead Pollution two millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science*, 265(september): 1841-1843.
- HERNANDEZ De LEON H. R. (2006). Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France.

Référence bibliographique

- HADDOUM. S ; SELATNIA. S, Biosorption du plomb sur une biomasse (*Pleurotus Mutilus*), mémoire de magistère, école nationale supérieure polytechnique, 2005, p 28.
- INGLEZAKIS.V et GRIGOLOPOULOU.H (2004) « Effects of operating conditions on the removal of heavy metals by zeolite in fixed bed reactions » *Journal of Hazardous Materials*, B112, pp 37-43.
- INERIS, 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLMDRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.
- JOHN. P ; DONALD. A, *Microbiologie*, 3ème Édition, (2010), 1216 p.
- JULIEN REUNGOAT, (2007) Etude d'un procédé hybride couplant adsorption sur zéolithes et oxydation par l'ozone. Application au traitement d'effluents aqueux industriels. Thèse de Doctorat de l'Université de Toulouse.
- JAHN, S. A. A, 1981 Traditional water purification in tropical developing countries: Existing methods and potential application, *GTZ, Schriftenreihe n° 117*, 483.
- JAHN, S. A. A, 1988a Using *Moringa oleifera* Lam. seeds as coagulant in developing countries *Journal of the American Water Works Association*, vol. 6, n° 80, 43- 50.
- JAHN, S. A. A et DIRAR, H., 1979 Studies on natural water coagulation in the Sudan with special reference to *Moringa oleifera* seeds. *Water SA* vol. 5 N° 2, 90-97.
- JAHN, S. A A, 1984 Effectiveness of traditional flocculants as primary coagulants and coagulant aids for the treatment of tropical raw water with more than a thousand- fold fluctuation in turbidity. Documento presentado en la 153 Conf. Int. de la Asociacion Internacional de Distribucion de l Agua, Monastir, Tunes, oct. de 1984; publicado en *Water Supply*, 2 (3/4).
- JAHN, S. A A, nd Méthodes de recherche ciblée de clarifiants végétaux à l'aide de la taxinomie, de la chimie et de la physico-chimie. *GTZ*, 9.
- JAHN, S. A A, 1989b Différents rôles des coagulants naturels dans la clarification de l'eau, dans les technologies appropriées à usage domestique et dans les installations communales d'épuration, In *Proceedings of international seminar on the use of natural coagulants for water treatment*, Yogyakarta, 2-7 October 1989, Indonesia, 1-11.
- JAHN, S. A. A., 1989a Synopsis on natural coagulants for water treatment. In: *Proceedings of international seminar on the use of natural coagulants for water treatment*, Yogyakarta, 2-7 October 1989, Indonesia, 1-25.
- JAHN, S. A A 2001 Drinking water from Chinese rivers: challenge of clarification. *Journal of water supply: Research and Technology-AQUA* 50.1, 15-27.
- KHEMIS, M, Etude théorique et expérimentale du procédé d'électrocoagulation : Application au traitement des effluents liquides hautement chargés en impuretés organiques et minérales, thèse de doctorat INPL, (2005), Nancy.
- KEMMER F.N. *Manuel de l'eau*, Ed. NALCO, 1984.
- KRUIHOF J.C. (1994), Drinking waters production from surface water in the 1990s., *J. water SRT-Aqua*, 43, 2, 47-57.
- KAWAMURA. S., 1991 Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment, *Journal of the American Water Works Association*, vol. 10, nO 83, 88-90.
- KEBREAB. A., GHEBREMICHAEL, K. R. GUNARATNA, HONGBIN HENRIKSSON, HARRY BRUMER and GUNNEL DAHAMMAR, 2005 A simple

Référence bibliographique

- purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seeds. *Water Research*, Volume 39, Issue II, June, 2338-2344.
- LAFFRANQUE, J. P. POLLET, N. GARFORTH, B. (1993) *PHYTOMA*, 449, 49-51.
 - LEBLANC, M., MORALES, J.A., BORREGO, J. et ELBAZ-POULICHET, F., 2000. 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3): 655-662.
 - LOWELL, J. F. 1999 *Moringa oleifera* natural nutrition for the tropics Dakar Senegal: Chuch World Services In Abdulkarim et al, 2005, 253-263.
 - LALAS, S. and TSAKNIS, 2002 Characterization of *Moringa oleifera* Seed Oil variety Periyakulam 1, *Journal of Food Composition and Analysis*, vol 15, Issue 1, 65-77.
 - MOUCHET. P, Les modalités de traitement des eaux brutes. STP. Pratiques, 1991, p : 136,148.
 - METCALF ET EDDY (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and REUSE*. 3RD ED. MCGRAW-HILL, c1991.
 - MOORE J.W.(1991). *Inorganic contaminants of surface water. Research and Monitoring priorities* Springer – Verlag, New York.
 - MORTON J.F., 1991. The horseradish tree, *Moringa Pterygosperma* (Moringaceae) – A Boon to Arid Lands. *Economic Botany*, 45: 318-333.
 - MAKKAR H.P.S; et BECKER K., 1997. Nutrients and antiquality factors in different morphological parts of the *Moringa oleifera* tree. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 128: 311-322.
 - MADSEN, M., SCHLUNDT, J., FADIL, E., et OMER, E., 1987 a Effect of water coagulation by seed of *Moringa oleifera* on bacterial concentration *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 90, 101-109.
 - MAKKAR, H. P. S. and BECKER, K. 1996 Nutritional value and ant nutritional components of whole and ethanol extracted *Moringa oleifera* leaves, *Animal Feed Science and Technology*, vol. 63, Issue 1-4, 1, 211-228.
 - MIZUTA, K., MATSUMOTO, T, HATATE, Y., NISHIHARA K et NAKANISHI T, 2004 Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal *Bioresource Technology* 95, 255-257.
 - MUYIBI, S. A., EVISON, L. M., 1996 Coagulation of turbid water and softening of hard water with *Moringa oleifera* seeds. *Int. 1. Environ. Stud.* 56,483-495.
 - MOTTOT Y. (2000). *Coagulants et floculants*. Texte de la 279e conférence de l'Université de tous les savoirs.
 - MEYSSAMI B., KASAEIAN A. B. (2005). Use of coagulation in treatment of olive oil wastewater model solution by induced air flotation *Bioresource Technology* 96: 303-307.
 - NAIDJA. L, Elimination du colorant orange en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption, mémoire de magistère en chimie, université de Mentouri Constantine, 2010, p 23.
 - NRIAGU, J.O., 1996. A History of Global metal Pollution. *Science*, 272(april): 223-224. ; Larocque, A.C.L. et Rasmussen, P.E., 1998. An overview of trace metals in the

Référence bibliographique

- environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, 33(2-3): 85-91.
- NDONG M., WADE S., DOSSOU N., GUIRO A.T. et GNING R.D., 2007. Valeur nutritionnelle du *Moringa oleifera*, étude de la biodisponibilité du fer, effet de l'enrichissement de divers plats traditionnels sénégalais avec la poudre des feuilles. *African Journal of Food Agriculture Nutrition and Development*, 7 (3). [En ligne] Accès Internet : <http://www.ropkenya.org> (Page consultée le 07 Août 2010).
 - NDABIGENGESERE A, NARASIAH K. S., TALBOT B. G., 1995 Active agents and mechanism of coagulation of turbid water using *Moringa oleifera*, *Wat. Res.*, 29 (2), 703-710.
 - OLSON M.E., 2001. Introduction to *Moringa* family (11-28). In: FUGLIE L.J (editor). *The miracle tree: the multiple attributes of Moringa*.-Wageningen : CTA; Dakar: CWS.- 177p.
 - OZACAR, M. And SENGIL, 1. A., 1997 Spectrophotometric methods for the estimation of tannins in plant tissues, In XI. National Chemistry Congress, Proceedings, Van-Turkey, 10-20 June, 1-502.
 - OZACAR, M. and SENGIL, A. 1. A., 1999 Effectiveness of tannins obtained from *Valonia* as a coagulant aid for dewatering of sludge, *Wat. Res. Vol. 34, nO 4*, 1407-1412.
 - OKUDA, T., BAES, AU., NISHIJIMA, W., OKADA, M., 1999 Improvement of extraction method of coagulation active components from *Moringa oleifera* seed *Water Res.* 33, 3373-3378.
 - PAUL. R, *Eaux d'égout et eaux résiduaires industrielles: Épuration, utilisation*, Société d'Éditions techniques, (1998), 192p.
 - PENG, J.f., SONG, Y.h., YUAN, P., Cui, X. Y., et Qiu, G. I. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials* (161), pp. 633-640.
 - PLUMLEE, G.S. et ZIEGLER, T.L., 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.
 - PRICE M. L., 2007. Le *Moringa*. In Note technique- ECHO (revue en 2000, en 2002 et en 2007). [En ligne] Accès Internet : <http://www.echonet.org/tropicalag/technotes/Moringa.pdf> (Page consultée le 14 Octobre 2010).
 - PICHARD A. BISSON M. HOUEIX N., GAY G., JOLIBOIS B., LACROIX G., LEFEVRE J.P., MAGAUD H., MORIN A., ROSE M. and TISSOT S. (2005). Nickel et ses dérivés. INERIS-Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.
 - REFFAS. A, *Etude de l'adsorption de colorants organique (Rouge nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir de marc de café*, thèse de doctorat, université de Mentouri Constantine, 2010, p 48.
 - ROBERT. L, (1989), *Opérations unitaires, techniques de l'ingénieur, traité génie et procédés chimiques*, Ed Techniques de l'ingénieur J3.

Référence bibliographique

- RUTHVEN D.M. (1984), Principles of adsorption and adsorption process, Ed.j.Wiley., New York.
- RAMACHANDRAN C., PETER K.V. et GOPALAKRISHNAN P.K., 1980. Drumstick (*Moringa oleifera*): multipurpose Indian vegetable. *Economic Botany*, (34): 276-283.
- ROUSSY J., CHASTELLAN P., VAN VOOREN M., GUIBAL E. (2005). Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. *Water SA*; 31: 3.
- SENAT, 2009. La pollution de la Méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau. Sur WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html
- SIANGSANUN V. (2010). Procédé hybride: hydrocyclone, coagulation, floculation et flottation pour le traitement de l'eau, Hybrid process : hydrocyclone, coagulation, floculation and flotation for water treatment process. Thèse Doctorat. Université de Chulalongkorn - Bangkok - Thaïlande, INSA de Toulouse.
- SPOSITO. G, (1989), The chemistry of soils. Oxford University Press, New York.
- SLASLI.M.A. (2002) . "Modélisation de l'adsorption par les charbons micro poreux : Approches théorique et expérimentale ". Thèse de doctorat ; Université de Neuchâtel.
- SPOSITO. G, (1989). The chemistry of soils; Oxford; Oxford University Press, 277p.
- SUTHERLAND I. P., FOLKARD O. K. and GRANT W. D., 1989 Seeds of *Moringa* species as naturally occurring flocculants for water treatment, *Science, technology & development*, 94-97.
- SHARMA, N. P., DARNHAUG, T., GILGAN-HUNT, E., GREY, D., OKARU, V. et ROTHBERG, D., 1997 Gestion durable des ressources en eau de l'Afrique. Défis et opportunités. Document technique de la Banque Mondiale numéro 331 F. Série du département technique, Afrique, 148.
- SANGHI, R. B. BHATTACHARYA and V. SINGH, 2002 *Cassia angustifolia* seed gum as an effective natural coagulant for decolourisation of dye solutions, *Green Chemistry*, 2002, 4,252-254.
- SHARMA, D. C. and FORSTER, C. F., 1993 Removal of Cr (VI) Using sphagnum moss peat, in *Water Research* 27 (7), 1201- 1208.
- SUKANDAR, S., YASUDA, K., TANAKA, M. et AOYAMA, I., 2006. Metals leachability from medical waste incinerator fly ash: A case study on particle size comparison. *Environmental Pollution*, 144(3): 726-735.
- THEVENOT D., MEYBECK M., CHESTERIKOFF A., CHERVREUIL M. HUANG W. W., ESTEBE A., IDLAFKIH Z., JAIRY A., BUSSY A. L., GARNAUD S. et MOUCHEL J. M., 1998. Pourquoi tant de métaux ? La Seine en son bassin. (Ed.) Meybeck. Elsevier. 44pp.
- TOURBIN M. (2006). Caractérisation et comportement de suspensions concentrées de nanoparticules sous écoulement : Application aux processus d'agrégation et de rupture. Docteur de l'institut national polytechnique de Toulouse.
- TOMLIN C. D. S. (1997). The pesticide manual: a world compendium, British Crop Protection Council, Farnham, Surrey, 11ème édition.

Référence bibliographique

- TAHILIANI, P. and KAR, A. 2000 Role of Moringa oleifera leaf extract in the regulation of thyroid hormone status in adult male and female rats, *Pharmacological Res.* Vol. 41 Issue 3, 319-323.
- ULMANU, M., ANGER L, LAKATOS, J. Et AURA, G., 2003 Contribution to some heavy metals removal from aqueous solution using peat, *Proceeding of the First International Conference on Environmental Research and Assessment*, Bucharest, Romania, March 23-27, 185-192.
- VALENTIN Nicolas. Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable de l'UTC, Thèse de Doctorat, 2000.
- VALIRON F., *Gestion des Eaux: alimentation en eau - assainissement*, Presses de l'école Nationale des ponts et chaussées, Paris, 1989.
- YONG R.N; MOHAMED A.M.O; WARKENTIN B.P, (1992). *Principles of contaminants transport in soil, development in geotechnical engineering*, 73 Elsevier Ed., 327p.
- 1er Rapport du Conseil sur la qualité de l'environnement de la Maison Blanche, 1965, in Ramade, 2002.
- (<http://www.lenntech.fr/francais/data-perio/ni.htm#ixzz3hHpKVOJk>).
- ZEMMOURI H. (2008). *Utilisation du chitosane comme agent flocculant dans le traitement des eaux*. Mémoire de Magister. Ecole Nationale Polytechnique d'El-Harrache, Alger.