



Université ABBES LAGHROUR Khenchela  
Faculté des Sciences et de la Technologie  
Département de Génie Industriel

جامعة عباس لغرور خنشلة  
كلية العلوم و التكنولوجيا  
قسم الهندسة الصناعية



**N° Série :** .....

## **Mémoire de fin d'étude**

*Pour l'obtention du diplôme de Master*

**Filière: Sciences et génie de l'environnement**

**Spécialité: Génie des Procédés de l'environnement**

### **THEME**

**Traitement des lixiviats par des coagulants à  
base de fer**

Présenté par

**Melle. BOULAHBEL Rihane**

**Melle. ZEROUALI Afrah**

Mr. Z.NEDJAR  
Mr. K.DJAFFAL  
M. S. REDJIL

M.C.B à l'Université de Khenchela  
M.A.A à l'Université de Khenchela  
M.A.A à l'Université de Khenchela

Président  
Encadreur  
Examineur

Promotion 2019/2020



# REMERCIEMENTS



*On voudrait profiter de cette opportunité pour adresser  
notre Profonde Gratitude envers :*

*« ALLAH » qui nous a donné la force et le courage pour  
continuer et nous aider à éclater le chemin pour réaliser ce  
mémoire*

*Monsieur « Djeffali Khaled » notre encadreur qui nous a  
guidé de ses conseils avisés, ses remarques et ses injonctions  
justifiées,*

*Ainsi pour L'inspiration et l'aide*

*Nos professeurs du département pour leur soutien et leur  
dévouement durant toute Notre formation*

*Nos parents pour leurs attentions, leurs encouragements  
tout au long de l'évolution de Ce travail*

*Tous les amis et les personnes ayant participé de près ou de  
loin à la réalisation de ce travail*

***MERCI A TOUS....***

*Merci*



**Afrah , Rihan**



# DEDICACE



*Je dédie ce modeste mémoire à ...*

*Qu'ALLAH puisse m'éclairer dans le bon chemin de ma vie  
et tout ce qui me semble flou Et sombre*

*Ce mémoire est dédié :*

*A ma mère : DALILA et mon père : CHAFAI*

*Je leur dis hautement fortement Je vous aime et j'espère que  
mon diplôme sera un beau cadeau.*

*A mes frères «RAHIMA, HICHEM, CHAIMA,  
TAIMALLAH, HIDEYAT»*

*A mes grandes mères « HADHRAYA »*

*A tous mes tantes, mes oncles surtout « SOUSOU et  
MOUNA »*

*Et A tous mes familles.*

*A mes amies intimes « CHAHRA, AMINA, ».*

*Et je dédie spécialement à mes amis qui m'aider beaucoup  
« AYMEN, MOKHTAR »*

*A tous ce qui n'est pas écrit mais ils sont dans mon cœur.*

*Je vous offre ce modeste travaille comme un petit cadeau.  
Pour vous, pour mon esprit et ma personne.*

**ZEROUALI AFRAH**



# DEDICACE



*Je dédie ce modeste mémoire à ...*

*Qu'ALLAH puisse m'éclairer dans le bon chemin de ma vie  
et tout ce qui me semble flou Et sombre*

*Ce mémoire est dédié :*

*A ma mère : MALIKA et mon père : DJAMEL*

*Je leur dis hautement fortement Je vous aime et j'espère que  
mon diplôme sera un beau cadeau.*

*A tous mes tantes, mes oncles surtout  
Et A tous mes familles.*

*A mes amies intimes*

*Et*

*A tous ce qui n'est pas écrit mais ils sont dans mon cœur.*

*Je vous offre ce modeste travaille comme un petit cadeau.*

*Pour vous, pour mon esprit et ma personne.*

***RIHAN BOULAHBAL***

## ملخص

ينتج الراشح عن طريق ترشيح مياه الأمطار والجريان السطحي من خلال النفايات المخزنة في مكبات النفايات. بسبب حملها الملوث الذي غالبًا ما يكون مرتفعًا ، يجب أن تخضع المادة المرتشحة لمعالجة تنقية قبل تصريفها في البيئة الطبيعية. يعد التخثر والتلبد أحد الأساليب المستخدمة حاليًا لمعالجة تصريف العصارة من مدافن النفايات.

الهدف من هذه الدراسة النظرية هو دراسة عملية التخثر والتلبد في تصفية العصارة من مركز الطمر الفني. ثلاثة مواد تخثر قائمة على الحديد: كبريتات الحديدوز  $FeSO_4 \cdot 7H_2O$  ؛ تم اختبار كلوريد الحديدوز  $FeCl_2 \cdot 4H_2O$  وكلوريد الحديدك  $FeCl_3$ . تمت دراسة تأثير عوامل معينة ، وهي الرقم الهيدروجيني للمادة المرتشحة ، والجرعة وطبيعة المادة المخثرة وإضافة مادة الندف. يرتبط تكافؤ الحديد وطبيعة الأنيون بدور حاسم في تصفية العصارة.

الكلمات المفتاحية: التخثر ، التلبد ، الراشح ، الحديد ، الجير ، التنقية

## Résumé

Les lixiviats sont produits par la percolation des eaux de pluie et de ruissellement à travers les déchets stockés dans les décharges. De par leur charge polluante souvent importante, les lixiviats doivent subir un traitement d'épuration avant d'être rejetés vers le milieu naturel. La coagulation-floculation fait partie des techniques couramment utilisées pour le traitement des rejets de lixiviat des décharges.

L'objectif de cette étude bibliographique est d'évaluer le processus de coagulation-floculation dans la clarification des lixiviats issus du centre d'enfouissement technique. Trois coagulants à base de fer : sulfate ferreux  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ; chlorure ferreux  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  et chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$  ont été testés. L'influence de certains paramètres à savoir le pH de lixiviat, la dose et la nature du coagulant et l'ajout d'un floculant ont été étudiés. La valence de fer et la nature de l'anion auquel est liée jouent un rôle déterminant dans la clarification du lixiviat.

**Mots clés :** Coagulation, Floculation, Lixiviat , Fer, Chaux, Clarification

## **Abstract**

Leachate is produced by the percolation of rainwater and runoff through the waste stored in landfills. Due to their often high pollutant load, leachate must undergo purification treatment before being discharged into the natural environment. Coagulation-flocculation is one of the techniques currently used for the treatment of leachate discharges from landfills.

The objective of this bibliographical study is to study the coagulation-flocculation process in the clarification of leachate from the technical landfill center. Three iron-based coagulants: ferrous sulfate  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ; Ferrous chloride  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  and ferric chloride  $\text{FeCl}_3$  were tested. The influence of certain parameters, namely the pH of the leachate, the dose and the nature of the coagulant and the addition of a flocculant were studied. The valence of iron and the nature of the anion are linked to a determining role in the clarification of the leachate.

**Keywords:** Coagulation, Flocculation, Leachate, Iron, Lime, Clarification

## Liste des abréviations

<b>AGV</b>	Acides gras volatils
<b>AND</b>	Agence Nationale des Déchets
<b>C°</b>	Degré Celsius
<b>CET</b>	Centre D'enfouissement Technique
<b>CDS</b>	Centre De Stockage
<b>DBO</b>	Demande Biologique en Oxygène
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours
<b>DCO</b>	Demande Chimique en Oxygène
<b>ISD</b>	Installation de Stockage des Déchets
<b>ISDND</b>	Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux
<b>MES</b>	Matières en suspension
<b>MO</b>	Micro-Organisme
<b>NTU</b>	Nephelometric Turbidity Unit
<b>OH•</b>	Radical hydroxyle
<b>OI</b>	Osmose inverse
<b>OM</b>	Ordures ménagers
<b>PH</b>	Potentiel d'hydrogène
<b>POAs</b>	Procédés d'oxydation avancée
<b>PZ</b>	Potentiel zéta
<b>TA</b>	Titre Alcalimétrique
<b>TAC</b>	Titre alcalimétrique complet
<b>TH</b>	Titre Hydrotimétrique

## Liste des tableaux

---

Tableau I.1 : Avantages et inconvénients d'une décharge contrôlée	6
Tableau I.2: Tableau récapitulatif des Risques et Impacts	7
Tableau I.3: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats	11
Tableau I.4 : Comparaison de quelques procédés classiques de traitement des lixiviats	17
Tableau II.1 : Types de colloïdes	24
Tableau II.2 : Dérivées des sels d'aluminium	32
Tableau II.3 : Dérivées des sels de fer	32
Tableau III.1.1 : Caractéristiques du lixiviat de la décharge publique de la ville de Fès	42
Tableau III.1.2 : Concentrations des éléments métalliques dans le lixiviat de la décharge publique de la ville de Fès	42
Tableau III.2.1 : Résultats d'analyse des trois bassins en termes de DCO, turbidité, pH, indice de réfraction et conductivité.	49

## Liste des figures

Figure I.1 : Disposition générale d'une décharge	4
Figure I.2 : Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation des déchets	10
Figure II.1 : Quelques formes de particules colloïdales	22
Figure II.2 : Structure de la particule colloïdale.	23
Figure II.2 : Structure de la particule colloïdale.	23
Figure II.3 : Schéma représentative de la double couche d'une particule colloïdale	25
Figure II.4 : Potentiel électrique de particule colloïdale	26
Figure II.5 : Stabilité d'une particule colloïdale	27
Figure II.6 : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.	28
Figure II.7 : Représentation schématique de neutralisation des charges	29
Figure II.8 : Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation	29
Figure II.9 : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère.	30
Figure II.10 : Coagulation-floculation.	31
Figure III.1.1 : Variation de la turbidité et du volume des boues décantés en fonction de la dose de $\text{Ca}(\text{OH})_2$	44
Figure III.1.2 : Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction de la dose de $\text{FeCl}_3$	44
Figure III.1.3 : Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction de la dose de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	45
Figure III.1.4 : Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction du type de coagulant	45
Figure III.2.1 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3$ pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant) ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.	50
Figure III.2. 2 : Variation de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3$ pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant) ; pH du lixiviat brut = 8,16 ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.	5
Figure III.2.3:Variation de l'indice de réfraction du surnageant en fonction de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3$ pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant) ; Indice de réfraction du lixiviat brut = 1,3405 ;	52

## Liste des figures

Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.	
Figure III.2.4 : Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3$ pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant) ; Conductivité du lixiviat brut = 90,3 ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.	52
Figure III.2.5 : Variation de la masse des flocs en fonction de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3$ pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant) ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.	53
Figure III.2.6 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant. Le lixiviat a été ajusté à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min	54
Figure III.2.7 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la nature du flocculant (amidon ou chaux) et en présence de coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ou $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ou $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation) ; Dose de flocculant = 20%.	55
Figure III.2.8 : Variation de la DCO du surnageant en fonction de la nature du flocculant (Amidon ou Chaux) et en présence de coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ou $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ou $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant. DCO de lixiviat brut > 15000 mg / L ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min. Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation). Dose de flocculant = 20%.	56
Figure III.2.9 : Variation de $\text{DBO}_5$ du surnageant en fonction de la nature du flocculant (amidon ou chaux) et en présence de coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ou $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ou $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après ajout de coagulant. $\text{DBO}_5$ de lixiviat brut = 700 mg / L ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Dose de flocculant = 20%.	57
Figure III.2.10 : Effet de l'addition de flocculant sur le traitement des lixiviats effectué par le coagulant chlorure ferrique ( $\text{FeCl}_3$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$ avant ajout de coagulant et à $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ après l'ajout de coagulant. Lixiviat brut : Turbidité = 95,2 NTU, DCO > 15000 mg / L et $\text{DBO}_5 = 700$ mg / L. Vitesse d'agitation = 400 tr / min; Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation). Dose de flocculant = 20%.	57

## ***Sommaire***

Remerciement	
Dédicace	
Résumé	
Liste d'abréviations	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Introduction générale.....	1

### ***Chapitre 1 : Généralité sur les lixiviats***

Introduction.....	4
I.1. Les centre d'enfouissement technique CET.....	4
I.2 Classification des CET.....	5
I.3 Avantages et inconvénients d'un CET.....	6
I.4. Les divers modes de mise en décharge d'ordures ménagères.....	6
I.4.1. La décharge contrôlée traditionnelle (classique).....	6
I.4.2. La décharge contrôlée de type compact.....	6
I.4.3. La décharge des déchets broyés.....	6
I.4.4. La décharge des déchets mise en balles ou en cubes.....	6
I.5 Impacts et risques de CET.....	7
I.6. lixiviat.....	7
I.7. Mécanisme de formation de lixiviat.....	8
I.7.1. Mécanismes biologiques aérobies.....	8
I.7.2. Mécanismes biologiques anaérobies.....	8
I.8. Composition des lixiviats.....	10
I.9. Types de lixiviats.....	11
I.9.1. Les lixiviats jeunes (< 5ans).....	11
I.9.2. Les lixiviats intermédiaires.....	11
I.9.3. Les lixiviats stabilisés (> 10 ans).....	11
I.10. Principaux facteurs influençant la production de lixiviats.....	12
I.11. Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine.....	12
I.11.1. Pollution par les matières organiques et minérales.....	12

I.11.2. Pollution par les métaux lourds.....	13
I.11.3. Pollution par les microorganismes .....	13
I.12. Traitements de lixiviat .....	13
I.12.1. Traitement physico-chimique .....	14
I.12.2 Traitement biologique.....	15
I.12.3. Les traitements électrochimiques .....	15
I.13. Les nouvelles techniques de traitement des lixiviats .....	16
I.14. Comparaison des procédés classiques de traitement .....	17
Conclusion .....	18

## ***Chapitre 2 : Coagulation-Floculation***

Introduction.....	21
II.1. Système colloïdales .....	21
II.1.1. Nature et propriétés des colloïdes .....	21
II.1.2. Propriétés d'ensemble des solutions colloïdales.....	22
II.2. Structure des colloïdes.....	22
II.3. Les différents types de colloïdes .....	23
II.3.1. Les colloïdes hydrophobes .....	23
II.3.2. Les colloïdes hydrophiles .....	23
II.4. La théorie de la double couche.....	24
II.5. Stabilité des colloïdes .....	26
II.6. Déstabilisation des colloïdes .....	27
II.6.1. Les modes de déstabilisation des particules colloïdales.....	28
II.7. Coagulation-floculation .....	30
II.7.1. Définition et but du procédé .....	30
II.7.2. Principe de coagulation .....	31
II.7.3. Coagulants .....	32
II.8. Mise en solution d'un coagulant .....	32
II.9. Floculation .....	33
II.9.1. Principe.....	33
II.9.2. Processus de la floculation .....	33
II.10. Type de floculation.....	33
II.10.1. La floculation physique .....	33
II.10.2. Floculation chimique.....	34

II.11. Nature des flocculants utilisés .....	34
II.12. Choix du coagulant et/ ou flocculant.....	35
II.13. Paramètres influençant coagulation-floculation.....	35
Conclusion .....	38

### ***Chapitre 3 : Synthèse bibliographique***

Conclusion générale .....	62
---------------------------	----

*Introduction  
générale*

### Introduction générale

En Algérie, la production croissante des ordures ménagères (OM) et des déchets industriels entraînent des problèmes de pollution critiques. La nature de plus en plus complexe et hétérogène de ces déchets implique des difficultés pour leur traitement et leur gestion. Une grande partie est mise en décharge, sans précautions, ce qui constitue une réelle et permanente menace pour l'environnement [1].

D'après l'Agence Nationale des Déchets (AND), l'Algérie génère chaque année 10 à 12 millions de tonnes de déchets ménagers. Chaque année 200000 tonnes de déchets d'emballages sont rejetées dans notre pays, les plastiques constituent 95% de ces emballages, et les métaux représentent les 5% restants [2].

Les centres d'enfouissement technique (CET), anciennement appelés décharges autorisées font partie de ces lieux potentiellement nuisibles. Ce terme est désormais désuet, on parle maintenant d'Installation de Stockage des Déchets (ISD), et ISDND (Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux pour les sites de classe II, composés par les ordures ménagères et les déchets industriels banals). En Algérie, la gestion des déchets rencontre de très nombreuses difficultés, tant du point de vue technique, économique, que méthodologique et organisationnel [3,4].

La percolation des eaux à travers ces déchets provoque la production des lixiviats qui se chargent en matières organiques, en bactéries, en composés minéraux et en métaux lourds. Les lixiviats qui constituent le principal vecteur de transport de la pollution issue des sites de stockage des déchets, présente une composition très aléatoire et varie en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques

La coagulation-floculation est un procédé qui a montré une grande efficacité de l'élimination de la pollution dans le traitement des effluents [5, 6]. Ce processus peut être appliqué directement sur les lixiviats pour éliminer les matières organiques avec les matières en suspension, sans être affectée par la toxicité dans les lixiviats [7].

La coagulation-floculation est utilisée pour le traitement de potabilisation ou le traitement d'eau usée. C'est un procédé attirant en raison de ses nombreux avantages tels que sa compatibilité environnementale, son adaptabilité, son efficacité et son faible coût. Au cours des dernières années, un large éventail d'expériences de laboratoire et à l'échelle pilote a été menée pour évaluer l'effet de plusieurs coagulants [8-9]. Les plus couramment utilisés sont les sels trivalents de fer  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  et d'aluminium  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  et dans une moindre mesure le sulfate ferreux  $\text{FeSO}_4$ . Cependant, dans l'application du traitement par coagulation-

floculation pour les lixiviats, une grande quantité de boue est générée. Cet aspect est à prendre en considération lors du choix du coagulant [10].

Le manuscrit comprend donc trois chapitres :

Le premier chapitre de ce mémoire sera consacré à l'étude bibliographique portant sur les lixiviats des centres d'enfouissement et de leur impact sur l'environnement ainsi que sur les différentes méthodes de traitement de cet effluent en particulier la coagulation-floculation.

Le deuxième chapitre présente un rapide rappel sur la coagulation-floculation comme méthode de traitement de lixiviat en donnant l'essentiel de ses bases théoriques.

Le troisième chapitre porte sur une étude bibliographique des travaux scientifiques comportant le traitement de lixiviat avec les coagulants à base des sels ferriques (chlorure ferrique, chlorure ferreux et sulfate ferreux).

**Références bibliographique**

- [1] Cours de traitement des eaux potables. (2015) Master II, Université Boumerdes . Algérie
- [2] Agence nationale des déchets, février 2014.
- [3] **Emilien, B.** (2008) Evolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydro biologique et hydrogéologique. Site d'étude : décharge d'Etuefont (Territoire de Belfort - France). *Thèse de doctorat*, Université de Franche- Comte. France.
- [4] Le guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés. Ministère de l'Aménagement de territoire, de l'environnement et du tourisme. (2008)
- [5] **Berradi, M.; Chabab, Z.; Arroub, H.; Nounah, H.; El Harfi, A.** (2014) Optimization of the coagulation/flocculation process for the treatment of industrial wastewater from the hot dip galvanizing of steel. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5 (2): 360-365.
- [6] **Majdy, I.; Cherkaoui, E.; Nounah, A.; Khamar, M.** (2015) The physico-chemical treatment by coagulation flocculation of wastewater discharges from the city of Sale. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (3): 834-839.
- [7] **Amor, C.; Torres-Sociás, E.; Peres, J.; Maldonado, M.; Oller, I.; Malato, S.; Lucas, M.** (2015) Mature Landfill Leachate Treatment by Coagulation/Flocculation Combined With Fenton and Solar photo-Fenton Processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286 (9): 261-268.
- [8] **Huseyin, S.** (2005) Decolorization and detoxification of textile wastewater by ozonation and coagulation processes. *Dyes and Pigments*, 64 (3): 217-222
- [9] **Sangyong, K.; Chulhwan P.; Tak-Hyum, K.; jinwon, L.; Seung, K.**; (2003) COD reduction and Decolorization of textile effluent using a combined process. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95 (1): 102-105.
- [10] **James, C.R.; O'melia, C.R.** (1982). Considering sludge production in the selection of coagulants. *Journal American water works association*, 74 (3): 148-151.

***Chapitre I***  
***Généralité sur lixiviat***

## Introduction

La mise en décharge est une méthode qui a été très utilisée pour traiter les ordures ménagères. Néanmoins, l'enfouissement des déchets provoque de nombreuses nuisances dans l'environnement : pollution de l'eau par production de lixiviats, dégagement d'odeurs, risques d'incendies, création d'un biotope favorable à l'accroissement des populations d'insectes et de rongeurs, contribution à l'aggravation de l'effet de serre.

La principale source de pollution est néanmoins constituée par les percolats de décharge qui sont à l'origine de la contamination des sols, des eaux de surfaces et des eaux des nappes aquifères.

### I.1. Les centre d'enfouissement technique CET

La décharge contrôlée est l'une des filières préconisées pour le traitement des déchets, mais elle présente des risques de contamination pour les eaux de surface et la nappe souterraine susceptible d'être utilisée pour l'alimentation en eau potable. Progressivement, la décharge s'est transformée en centre d'enfouissement technique ayant pour règles la récupération des effluents gazeux (biogaz) et aqueux (lixiviats), la sélection des déchets admis, le contrôle et la surveillance des exploitations. Pour plus de protection du sol et de sous-sol des barrières de sécurité et de protection ont été aménagées jouant le rôle d'écran en minimisant les effets sur l'environnement [1].

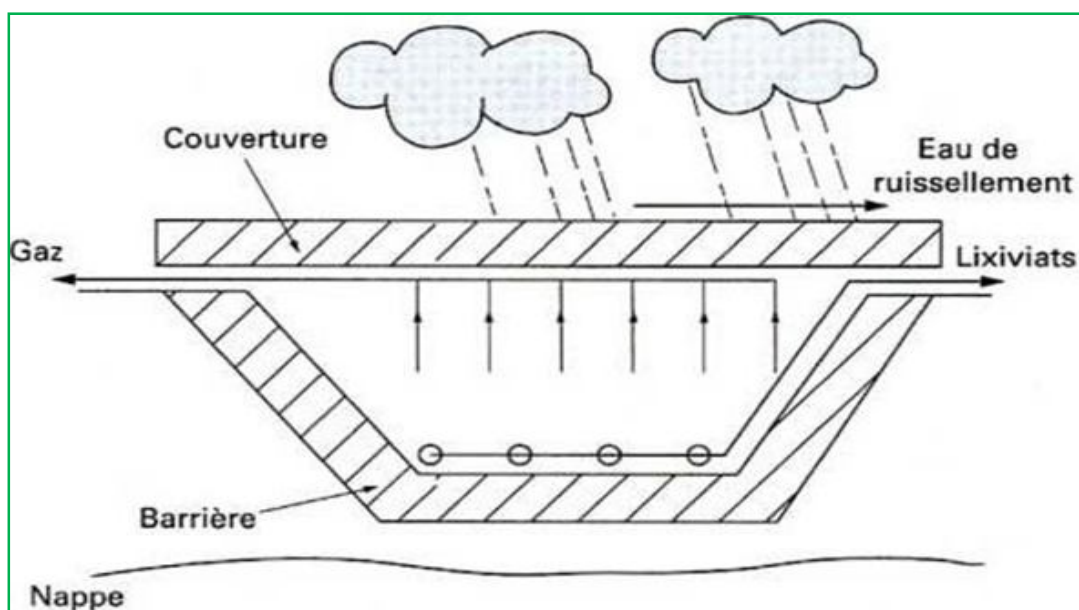


Figure I.1 : Disposition générale d'une décharge [2].

## **I.2. Classification des CET**

CET ou centre de stockage(CDS) est une installation permettant de stocker les déchets acceptés en les isolants du milieu qui les entoure et d'éviter toute contamination de sol et de la nappe phréatique. Selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité les centres de stockage de déchets sont répartis en trois classes : [3]

### ➤ **CET de Classe I**

En plus des déchets urbains et banals, ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux. Ainsi sont admis dans ces CET de classe I :

- Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération ; les résidus de la sidérurgie.
- Les déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métalliques.
- Les déchets de catégories B qui sont : Les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués.
- Les résidus de peinture : déchets de peinture solide, de résine de vernis.

### ➤ **CET de Classe II**

Les déchets admissibles dans ces décharges sont :

- Ordures ménagères ;
- Déchets ménagers encombrants ;
- Déblais et gravats ;
- Déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères ;
- Déchets d'origine agricole ne présentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement ;
- Pneumatiques ;
- Cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères ;
- Boues en provenance de l'assainissement urbain.

### ➤ **CET de Classe III**

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes. Les décharges de classe III, reçoivent les déchets inertes d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial et les déblais et gravats qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II. Ils reçoivent aussi les déchets de chantiers et les déchets de carrière.

### I.3 Avantages et inconvénients d'un CET

Les avantages et les inconvénients d'une décharge contrôlée sont résumés dans le tableau suivant :

**Tableau I.1** : Avantages et inconvénients d'une décharge contrôlée [4]

Avantages	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Procédé de traitement des déchets autonome</li> <li>- Grande souplesse d'adaptation aux quantités à traiter</li> <li>- Coûts faibles</li> <li>- Valorisation des terrains</li> </ul>
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Choix d'un site convenable</li> <li>- Nécessité d'une exploitation rigoureuse</li> <li>- Solution temporaire (capacité du site).</li> </ul>

### I.4. Les divers modes de mise en décharge d'ordures ménagères

Il existe plusieurs types de décharges contrôlées :[5]

#### I.4.1. La décharge contrôlée traditionnelle (classique)

Dans ce type de décharge, les déchets sont déposés en couches régulières sur un terrain adéquat et couverts en suite par du sable argileux ; elle est recommandée en zone rurale à cause des espaces disponibles.

#### I.4.2. La décharge contrôlée de type compact

Le développement des emballages en papier et en plastique, a rendu la méthode classique de décharge contrôlée moins efficace du fait de la diminution de la densité des déchets. Les déchets sont compactés par des engins lourds à roues spéciales (coupeaux) qui tassent les déchets en diminuant leur volume [6].

#### I.4.3. La décharge des déchets broyés

Ce type d'exploitation consiste à broyer les déchets préalablement avant leur mise en décharge.

#### I.4.4. La décharge des déchets mise en balles ou en cubes

La mise en balles des ordures ménagères par compression est une technique simple de mise en décharge, les ordures à l'origine sont peu denses, donc susceptibles d'une forte réduction du volume initiale avec injection d'une quantité d'eau importante. Le principe de

compression des déchets consiste à confectionner des blocs en forme de cube de dimension standard qui sont faciles à transporter et les entasser les uns sur les autres dans la décharge.[7]

### I.5 Impacts et risques de CET

La mise en décharge de déchet, s'accompagne de phénomènes complexes relevant des interactions entre les constituants des déchets, les eaux de pluie qui s'infiltrent dans la masse des déchets et le substrat constitutif du site. La décharge en elle-même doit être considérée comme un milieu en perpétuelle évolution, siège de réactions physico-chimiques et biologiques. Les conséquences directes de ces réactions sont entre autres la libération de gaz et la formation de lixiviats. Le tableau ci-dessous résume les nuisances et impacts qui peuvent être provoqués par l'exploitation du CET.[8]

**Tableau I.2:**Tableau récapitulatif des Risques et Impacts

Nature de nuisances	Origines	Impacts
Envol	Papiers et plastiques, feuilles, textiles	Pollution de milieu naturel, atteintes au paysage
Odeur	Déchets, fermentation, biogaz	Désagréments pour le personnel et les riverains
Poussières	Circulation des véhicules et engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Animaux	Attrait nutritif des déchets	Transport des maladies et atteinte à la chaine alimentaires
Incendies et exploitation	Imprudence, accumulation des biogaz	Danger pour le personnel, nuisances Olfactives
Bruit	Circulation des engins	Désagréments pour le personnel et riverains
Pollutions des sols et des eaux	Infiltration des lixiviats	Dégradation du milieu naturel
Effet de serre	Biogaz non capté	Modification du climat, pathologie des plantes.
Risques sanitaires	Toxicités des déchets, organismes pathogènes	Maladies

### I.6. lixiviat

Les lixiviats sont des effluents toxiques issus des centres de stockage des déchets. Ils sont composés de multiples éléments organiques et minéraux et généralement enrichi en matières dissoutes et en suspension. Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques « le jus des poubelles ». La composition des déchets enfouis, leur

degré de décomposition, leur taux d'humidité et l'âge de la décharge sont les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat. La production massive de celui-ci engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques, il est donc nécessaire de le collecter et de le traiter avant son rejet dans le milieu naturel [9].

### I.7. Mécanisme de formation de lixiviat

Le lixiviat provient comme on l'avait mentionné au début de ce chapitre de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension. La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...) mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de nature biologique et physico-chimique [10].

#### I.7.1. Mécanismes biologiques aérobies



Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture, immédiatement après le dépôt des déchets par exemple), une fermentation aérobie se produit.

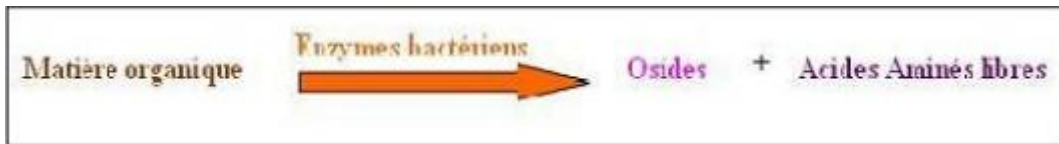
#### I.7.2. Mécanismes biologiques anaérobies

On distingue pour les décharges d'ordures ménagères cinq phases d'évolution [11] :

##### a) Hydrolyse

C'est le passage des conditions aérobies aux conditions anaérobies :

Chute du potentiel d'oxydoréduction, apparition d'acides carboxyliques et augmentation rapide de la charge organique. L'attaque de la matière organique par les enzymes bactériennes conduit à un mélange de sucres simples (osides) et d'acides aminés libres qui pourront servir de nutriments dans la phase suivante.



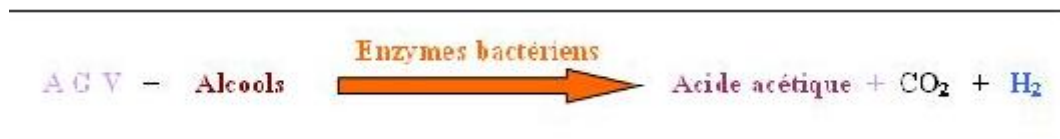
### b) Acidogénèse

C'est la formation des acides gras volatils (AGV) devenant prépondérants dans la structure organique des lixiviats, à partir des produits d'hydrolyse. Il se produit une diminution du pH, une complexation des espèces métalliques, une consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse avec production de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{H}_2$ .



### c) Acétogénèse

Les acides gras volatils et les alcools sont transformés en acide acétique,  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2$ .



### d) Méthanogènes

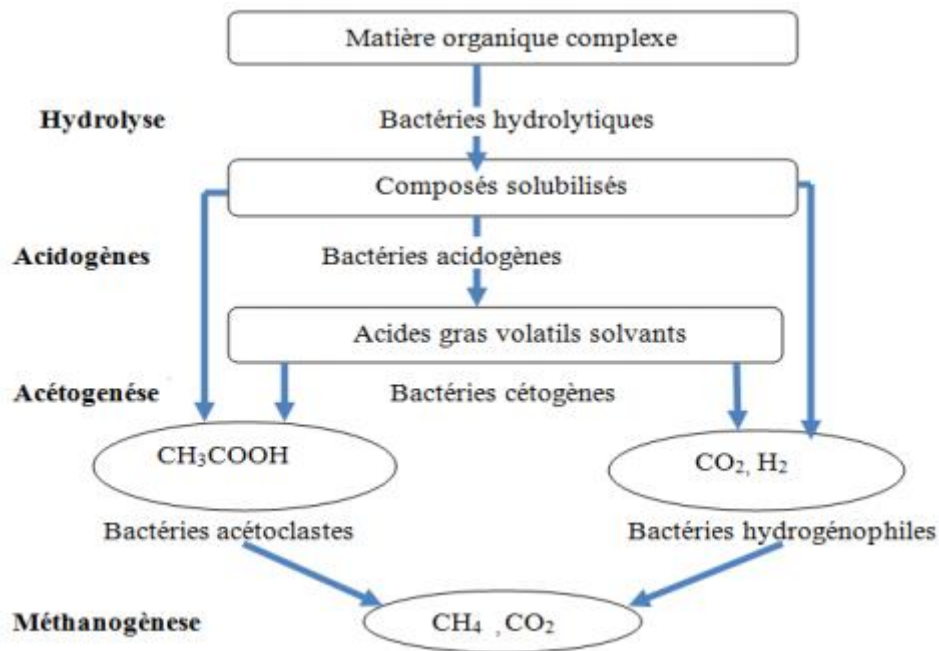
Les métabolites intermédiaires sont transformés en  $\text{CH}_4$  et  $\text{CO}_2$ . Le pH remonte sous le contrôle de la capacité tampon des carbonates. Le potentiel redox est à sa valeur minimale, les espèces métalliques sont complexées et précipitées. La charge organique diminue fortement en liaison avec l'augmentation de la production de biogaz.



### e) Maturation

C'est la fin des phénomènes de biodégradation, avec stabilisation de la matière organique et chute de la production de biogaz.

Il y a une métabolisation très lente des produits peu biodégradables avec formation des molécules complexes de type acides humiques. Le diagramme présenté par la figure I.2



**Figure I.2** : Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation des déchets [12].

### I.8. Composition des lixiviats

La composition chimique et biochimique des lixiviats est non seulement très diverse mais aussi variable dans le temps et dans l'espace très aléatoire est variée en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques.

Il existe quatre types de polluants [13]:

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, Exprimée généralement en DCO (les acides gras volatiles (AGV), les substances humiques et fulviques...).
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...).
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites...
- Les cations de métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique).

D'autre part, les lixiviats peuvent aussi contenir certains micro-organismes pathogènes. Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours de nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges.

## I.9. Types de lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués.

### I.9.1. Les lixiviats jeunes (< 5ans)

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée biodégradable (seuil de biodégradabilité DBO d'acides gras volatils). Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/L leur pH relativement bas (< 6,5)[13].

### I.9.2. Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable [10].

### I.9.3. Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composés essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques) de hauts poids moléculaires (la DCO dépasse 3000 mg/L) qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO<sub>5</sub>/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge[14].

**Tableau I.3:**Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [15].

	<b>Lixiviats jeunes</b>	<b>Lixiviats intermédiaires</b>	<b>Lixiviats stabilisés</b>
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
Ph	< 6,5	6,5 à 7,5	> 7,5
DCO (g.L <sup>-1</sup> )	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO <sub>5</sub> /DCO (biodégradabilité)	> 0,5 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
AGV (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5

**I.10. Principaux facteurs influençant la production de lixiviats**

Le lixiviat provient de l'eau du déchet, des précipitations météoriques et des eaux provenant de la nappe phréatique. Leur intensité gouverne le volume du lixiviat produit.

La composition qualitative et quantitative du lixiviat dépend des pluies, de la couverture de la décharge, de la topographie du site, du taux de compactage, de la teneur en eau des déchets ou capacité au champ, du mode de comblement et de la température.

Cependant, selon Kmet, 20 % des précipitations conduisent à la production des lixiviats. Alors que Stegmann a trouvé des pourcentages différents en fonction de l'état de compaction des déchets, 15 à 25 % des pluies forment du lixiviat pour les décharges compactées et 25 à 50 % dans le cas d'une décharge non compactée. Enfin, on notera que généralement l'étude qualitative et quantitative d'une décharge est très délicate et diffère d'une décharge à une autre suite à la présence de plusieurs mécanismes biologiques et physico-chimiques qui gèrent la production des lixiviats au sein d'une décharge [16].

**I.11. Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine**

Suite au dépôt dans une décharge, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes. L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats et du biogaz chargés en substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel.

Sur les sites de décharges, on rencontre essentiellement trois types de pollution : pollution par les matières organiques et/ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes [17].

**I.11.1. Pollution par les matières organiques et minérales**

La composition des lixiviats est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée de chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium et ammonium. La partie organique est liée à l'âge des déchets. La matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées. Cependant, même si dans certaines décharges, on assiste à la mise en place de géomembranes, la durée de vie de ces matériaux est mal connue vu qu'ils sont soumis à

l'agressivité chimique des lixiviats. Une éventuelle fuite dans ces membranes peut occasionner la contamination de la nappe.

### **I.11.2. Pollution par les métaux lourds**

La migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharge des déchets suite à lixiviation) et leur infiltration vers les eaux souterraines met en jeu un grand nombre de phénomènes : solubilisation à pH acide, complexation par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention des matières en suspension sur des particules de sol, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions.

### **I.11.3. Pollution par les microorganismes**

L'effectif bactérien dans le lixiviat brut oscille entre  $0,04 \times 10^6$  et  $0,34 \times 10^6$  bactéries  $\text{mL}^{-1}$  et la biomasse bactérienne varie entre 8,78 et 77,51  $\mu\text{g C L}^{-1}$ .

Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues (salmonelle, choléra, shigellose) [17].

### **I.12. Traitements de lixiviat**

La difficulté d'indentification et quantification des polluants contenus dans les lixiviats, rend difficile le traitement de ces derniers. Plusieurs critères influencent la formation des lixiviats et par conséquent la charge en polluants. Cinq principaux facteurs à savoir la composition des déchets, la quantité de l'eau infiltrée, le taux d'humidité dans les déchets, la hauteur des cellules dans lesquelles les déchets sont enfouis et la température à l'intérieur de ces cellules. Ces facteurs, qui diffèrent dans le temps et dans l'espace, font que le produit, le lixiviat, obtenu dans un site d'enfouissement varie d'un site à l'autre selon la combinaison des facteurs cités précédemment ainsi que leur intensité. Cela a une conséquence sur la décision du choix de mode de traitement des lixiviats[18].

Trois scénarios pour la gestion de traitement des lixiviats sont possibles. Le premier est un traitement total des lixiviats sur site, le deuxième consiste en un traitement partiel, le troisième scénario est le transfert des lixiviats vers l'extérieur. Pour les deux derniers scénarios, les lixiviats vont être acheminés vers un site spécialisé, soit une unité de traitement

des eaux polluées. Le transport peut être assuré soit par un réseau d'assainissement soit par camion-citerne [19].

### **I.12.1. Traitement physico-chimique**

#### **a) Coagulation-Floculation**

L'opération de coagulation-floculation a donc pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension puis formation de flocons par agrégation. Les flocons ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [20].

#### **b) Décantation**

La décantation se fait par ajout de réactif chimique ou flocculant (sulfate d'alumine) qui entraîne la formation de précipités insolubles ou flocs, constitués de particules chargées positivement qui en se déposant entraînent toutes les substances organiques de l'eau. Cette étape peut éliminer jusqu'à 99% des bactéries présentes [21].

#### **c) Filtration**

La filtration est un procédé physique destinée à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. L'eau est passée à travers un filtre qui intercepte les petites particules. La filtration peut être accomplie comme traitement tertiaire d'une eau brute, comme traitement secondaire d'une eau usée ou comme unique traitement si on parle d'une filtration transmembranaire [22].

#### **d) L'osmose Inverse (OI)**

L'osmose inverse (OI) est un traitement physico-chimique alternatif pour le lixiviat stabilisé. Dans l'application de l'osmose inverse, n'importe quel liquide qui contient des cations en métal peut passer par une membrane de telle manière que les concentrations en métal soient réduites. Avec le taux du rejet 98 – 99% pour les contaminants organiques et inorganiques, l'osmose inverse peut être utilisée pour le déplacement des métaux lourds, des matériaux en suspension colloïdale et des solides dissous du lixiviat de décharge. Elle utilise les propriétés de membranes semi-perméables à travers lesquelles l'eau migre, alors que tous les solutés sont rejetés, à l'exception de quelques molécules organiques très voisines de l'eau (faible masse molaire, forte polarité). L'eau traitée par OI est exempte de bactérie et de quelques virus [23].

### **I.12.2 Traitement biologique**

#### **a) Le lagunage**

L'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds, mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle : lagunage aéré par insufflation d'air. Ce procédé permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales.

#### **b) Les boues activées**

Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95%) par rapport aux autres procédés existants. En contrepartie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter [24].

Son traitement comporte deux phases :

- Contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur.
- Séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation

### **I.12.3. Les traitements électrochimiques**

Bien que l'utilisation des procédés électrochimiques pour le traitement des lixiviats ne soit pas encore très répandue, on constate depuis quelques années de plus en plus d'études réalisées sur ce sujet. Les trois procédés électrochimiques les plus couramment rencontrés pour le traitement des lixiviats sont : l'électrocoagulation, l'électro-oxydation et l'électro-Fenton. Ces procédés ont en commun l'avantage d'éliminer à la fois la pollution organique réfractaire et la couleur des lixiviats. Leur principe consiste à générer de façon électrochimique des agents réactifs capables d'éliminer efficacement les polluants. Les avantages de tels procédés résident dans leur aspect non polluant, leur facilité d'automatisation, des temps de traitement réduits et des besoins en réactifs faibles [25].

Malgré les intérêts qu'ils présentent, le potentiel des technologies électrochimiques reste encore sous-exploité dans le domaine du traitement des lixiviats. Ceci est lié à certains inconvénients que présentent ces technologies. Les coûts énergétiques associés à

l'exploitation des procédés électrochimiques constituent un des freins majeurs de leur expansion. Il existe également d'autres inconvénients spécifiques à chacune de ces techniques. Par exemple, l'électro-Fenton requiert une condition de traitement en milieu acide ( $\text{pH} < 4$ ), l'électrocoagulation entraîne une production de résidus métalliques dont il faut disposer et l'électro-oxydation peut générer des sous-produits de réactions toxiques comme les composés organochlorés

### **I.13. Les nouvelles techniques de traitement des lixiviats**

Depuis quelques années, de nouvelles technologies innovantes ont été expérimentées pour le traitement des lixiviats. Ces technologies émergentes sont les procédés d'oxydation avancée (POAs) et la filtration membranaire. Elles sont généralement utilisées pour traiter les lixiviats matures qui renferment des composés réfractaires difficiles à traiter par les filières conventionnelles.

Le principe des POAs consiste à dégrader la matière organique de façon partielle ou totale en générant des espèces oxydantes réactives non sélectives. Parmi les oxydants générés, le radical hydroxyle ( $\text{OH}^\bullet$ ) se distingue avec un pouvoir oxydant élevé ( $E^\circ = 2,80 \text{ V}$ ). La plupart des POAs, exceptée l'ozonation, mettent en synergie différents composés avec ou sans irradiation ultraviolet pour générer des oxydants. Parmi ces combinaisons, on peut citer :  $\text{O}_3/\text{UV}$ ,  $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  [26],  $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  [27],  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$  (réactif de Fenton)[28],  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  (photo-Fenton) [29], Ultrason (US) [30]....etc.

Les techniques membranaires telles que la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse ont été largement étudiées pour épurer les lixiviats. L'emploi de ces techniques permet d'obtenir un effluent d'une bonne qualité susceptible d'être réutilisé. L'utilisation de la filtration membranaire trouve principalement son intérêt lorsqu'il s'agit d'éliminer les molécules de poids moléculaires élevés non biodégradables comme les substances humiques. Cependant, ces technologies sont toujours associées à d'autres méthodes de traitement conventionnelles et elles se situent généralement en fin de filière (traitement tertiaire). Les inconvénients majeurs liés aux procédés membranaires sont les problèmes de colmatage des membranes, les coûts d'opération élevés et la formation de concentrât hautement pollué qu'il faut épurer à nouveau.

#### **I.14. Comparaison des procédés classiques de traitement**

Le tableau ci-dessous présente une comparaison de quelques procédés classiques de traitement des lixiviats.

Tableau I.4 : Comparaison de quelques procédés classiques de traitement des lixiviats[31].

Procédé		Type de lixiviat			Elimination (%)			MES	Turbidité	Résidus
		Jeune (1 an)	Intermédiaire (5 ans)	Vieux (15 ans)	DBO	DCO	TKN			
Transfert	Traitement combiné avec une station de traitement des eaux usées urbaines	Excellent	Acceptable	Faible	Dépend de l'efficacité de la station de traitement des eaux urbaines					
	Recyclage	Excellent	Acceptable	Faible	>90	60-80	-	-	-	-
	Lagunage	Excellent	Acceptable	Faible	80	40-95	>80	30-40	30-40	Boues
Traitement physico-chimique	Coagulation-Floculation	Faible	Acceptable	Acceptable	-	40-60	<30	>80	>80	Boues
	Précipitation chimique	Faible	Acceptable	Faible	-	<30	<30	30-40	>80	Boues
	Adsorption	Faible	Acceptable	Excellent	>80	70-90	-	-	50-70	-
	Oxydation	Faible	Acceptable	Acceptable	-	30-90	-	-	>80	Ozone résiduel
	Aération	Faible	Acceptable	Acceptable	-	<30	>80	-	30-40	Mélange Air-NH <sub>3</sub>
Traitement biologique	Aérobie	Excellent	Acceptable	Faible	>80	60-90	>80	60-80	-	Excès en biomasse
	Anaérobie	Excellent	Acceptable	Faible	>80	60-80	>80	60-80	-	Excès en biomasse
	Réacteur membranaire	Excellent	Acceptable	Acceptable	>80	>85	>80	>99	40-60	Excès en biomasse
Filtration membranaire	Ultrafiltration	Faible à acceptable			-	50	60-80	>99	>99	Concentrat
	Nanofiltration	Excellent	Excellent	Excellent	80	60-80	60-80	>99	>99	Concentrat
	Osiose inverse	Excellent	Excellent	Excellent	>90	>90	>90	>99	>99	Concentrat

**Conclusion**

Les lixiviats et les biogaz représentent une grande part de la pollution liée à une décharge. Contrairement aux gaz, qui sont aisément dispersés dans l'atmosphère, les lixiviats, d'une part leur nature liquide, est une source concentrée de polluants. Le plus grand risque lié à la production de lixiviat est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie.

## Références bibliographique

- [1] **Neggaz, S, Ghennai, Z.** (2015) Contribution à l'étude de CET de corso : traitement des lixiviats. *Mémoire de master*, Université de Boumerdes. Algérie.
- [2] **Ademe** (1999) Procédés de confinement appliqués aux sites pollués : Connaître pour agir. ADEME éditions.
- [3] **Bennadir, S;Fentiz,S.**(2013) La gestion des déchets ménagers : cas d'étude de centre d'enfouissement de bamendil Ouargla. *Mémoire de master*, Université Ouargla .Algérie.
- [4] *Cahier technique n°6* (1981), ministère de l'environnement et du cadre de vie, direction de la Préservation des pollutions, la décharge contrôlée des résidus urbains, France.
- [5] **Dorffma. R** : les résidus Urbains, *Cahier de l'AGTMH*, Technique et documentation.
- [6] Etude de l'état du lixiviat du CET d'Ouled Fayet (code MEF -550).
- [7] AGENCE TAD
- [8] **Kjeldsen,P; Morton A.; Barlaz, Alix, P.; Rooker,Anders, B. ; Anna, L. ; Thomas ,H.C.** (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *CriticalReviews in Environmental Science and Technology*,32(4) : 297-336
- [9] **Medafer, F;Khemissi R,** (2014) Caractérisation et choix d'une filière de traitement des déchets ménagers et assimilés de la ville d'Oran (Région Ouest). *Mémoire de master*, Université Oran .Algérie.
- [10] **Kulikowska, D;Klimiuk, E.** (2008) The effect of landfillage on municipal leachate composition. *BioresourceTechnology*. 99 (13): 5981-5985.
- [11] **LU, J.C.S;Eichenberger, B.; Stearns,B.** (1985) Leachate from municipal landfills Production and management .*Pollution and Technology Review*.
- [12] **El-Fadel,M.; Massoud, M.**(2000) Methane emissions from landfills: a methodology, comparative assessment. *EnvironmentalTechnology*, 21(9):965-978
- [13] **Trabelsi, S.** (2012) Étude de traitement des lixiviats des déchets urbains par les Procédés d'Oxydation Avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "JebelChakir". *Thèse de doctorat*, Université de Paris. France.
- [14] **Chang, J.E.** (1989) Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter. *Water Science and Technology*, 21 (4-5) : 133-143.
- [15] Stockage des Déchets et santé publique. (2004) *Synthèse et recommandation. Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de L'environnement et de la santé Françaises.*
- [16] **Elise, G.**(2013)Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement - Site d'étude : l'ISDND d'Etuefont (Territoire de Belfort - France).*Thèse de doctorat* ,Université de Franche-Comté. France.
- [17] **Kehila, Y. ; Aina, M. ; Mezouari, F. ; Matejka, G. ; Mamma, D.** (2007) *Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les ped vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ?* Actes des JSIRAUF,Hanoi, 6-9 novembre.

- [18] **Chu, L.; Cheung, K.; Wong, M.** (1994) Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management*, 18(1): 105-117.
- [19] **McBean, E. A.; Rovers, F.A.; Farquhar, G. J.** (1995) *Solide waste landfill engineering and design*. New Jersey, United States of America: Prentice Hall PTR.
- [20] **Barres et al.** (1990). Les lixiviats de décharges : le point des connaissances en 1990. *Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*. 1990, Num 6 : 289-314
- [21] **Laiba, M. ; Liban, H.** (2007) Impact des lixiviats de débris de démolition sur les eaux souterraines . *Mémoire de master*, Université de Boumerdes. Algérie
- [22] **MARTIN, P.** (2006) Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchet urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et a sa validation expérimentale sur sites .*Thèse de doctorat*, Université de limoges.France
- [23] **Abdulahussain,A.; Guo,J.; LuiZhi, P.; Pan Ying, Y.;Wisaam. S. A.** (2009) *Review on Land fill Leachate Treatments*. American Journal of Applied Sciences,6 (4):672-684.
- [24] **Sardi, K.** (2014) Contrôle de la qualité de l'eau de la station d'hémodialyse De l'EHU 1 er Novembre. *Mémoire de master*, Université d'Oran. Algérie
- [25] **Drogui, P.; Blais, J.F.; Mercier, G.** (2007) *Review of electrochemical technologies for environmental applications*. Recent Patents on Engineering, 1 (3): 257-272.
- [26] **Qureshi, T.I.; Kim, H.T.; Kim, Y.J.** (2002) UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 10 (4): 444-449.
- [27] **Haapea, P.; Korhonen, S.; Tuhkanen, T.** (2002) Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation+hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water. *Ozone: Science and engineering*, 24 (5): 369-378.
- [28] **Zhang, H.; Choi, H.J.; Huang, C.P.** (2006) Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 136 (3): 618-623.
- [29] **Primo, O.; Rivero, M.J.; Ortiz, I.** (2008) Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 153 (1-2): 834-842.
- [30] **Wang, S.; Wu, X.; Wang, Y.; Li, Q.; Tao, M.** (2008) Removal of organic matter and ammonianitrogen from landfill leachate by ultrasound. *UltrasonicsSonochemistry*, 15 (6): 933-937.
- [31] **Renou, S.; Givaudan, J.G.; Poulain, S.; Dirassouyan,F.; Moulin, P.** (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of HazardousMaterials*, 150 (3): 468-493.

# ***Chapitre II***

## ***Coagulation-floculation***

**Introduction**

L'un des objectifs majeurs du traitement de l'eau, c'est de la clarifier, c'est-à-dire d'éliminer les matières en suspension qui la troublent. La décantation préliminaire peut contribuer à un degré non négligeable à cette clarification, mais elle ne supprime pas toutes les matières aptes à se sédimenter, elle n'élimine ni les colloïdes ni les matières qui confinent au domaine colloïdal. [1]

Il est facile d'éliminer quasi entièrement ces diverses substances de nature colloïdale. Pour ce faire, on a souvent recours aux procédés physico-chimiques pour modifier l'état initial des corps présents dans l'eau et créer des conditions favorables à leur décantation, d'où la technique de la coagulation-floculation. [1]

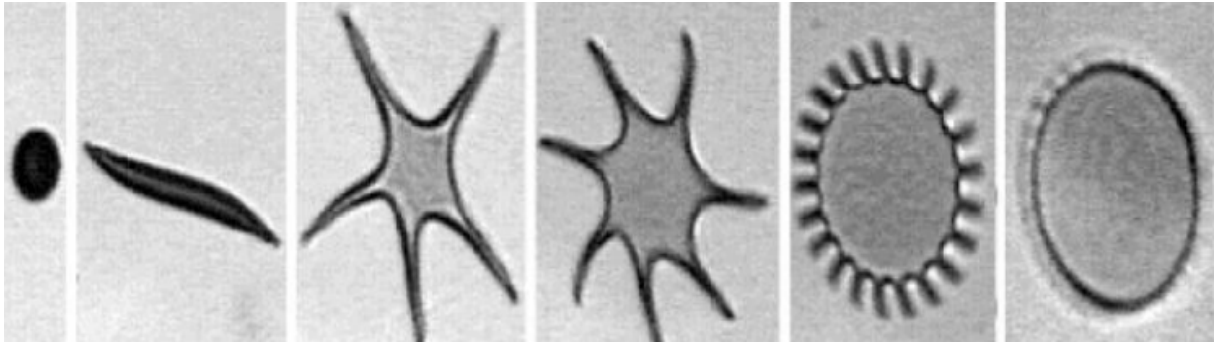
La coagulation et la floculation sont des traitements qui visent à optimiser l'élimination des particules en suspension par les procédés de décantation et de filtration. Ces traitements favorisent l'agrégation des particules colloïdales en larges et denses agrégats. Ils se déroulent en deux étapes principales à savoir la déstabilisation des particules et la collision des particules déstabilisées pour former des agrégats volumineux. La déstabilisation et l'agrégation sont des phénomènes physico-chimiques. La séparation par décantation et filtration met en jeu des phénomènes essentiellement physiques. [3]

**II.1. Système colloïdales****II.1.1. Nature et propriétés des colloïdes**

Les particules colloïdales sont des matières inertes ou vivantes (argiles, hydroxydes métalliques, micro-organisme, fibres, pulpes, protéines, etc....) qui ont une taille très petite comprise entre 1nm et 1 $\mu$ m [1].

Dans une même solution, tous les colloïdes ont la même charge. La plupart de ces particules développent des charges primaires négatives qui engendrent les forces de répulsion inter colloïdales responsables de la grande stabilité de ces particules dans leur milieu aqueuse. [1]

Ces charges peuvent avoir des origines selon les caractéristiques du milieu aqueux et l'état initial des particules, elles peuvent provenir soit par ionisation ou solvation des molécules qui les constituent, soit par adsorption sélective d'anions existant dans l'eau. [1]



**Figure II.1 :** Quelques formes de particules colloïdales [17]

### II.1.2. Propriétés d'ensemble des solutions colloïdales

Les solutions colloïdales sont caractérisées par deux propriétés fondamentales:

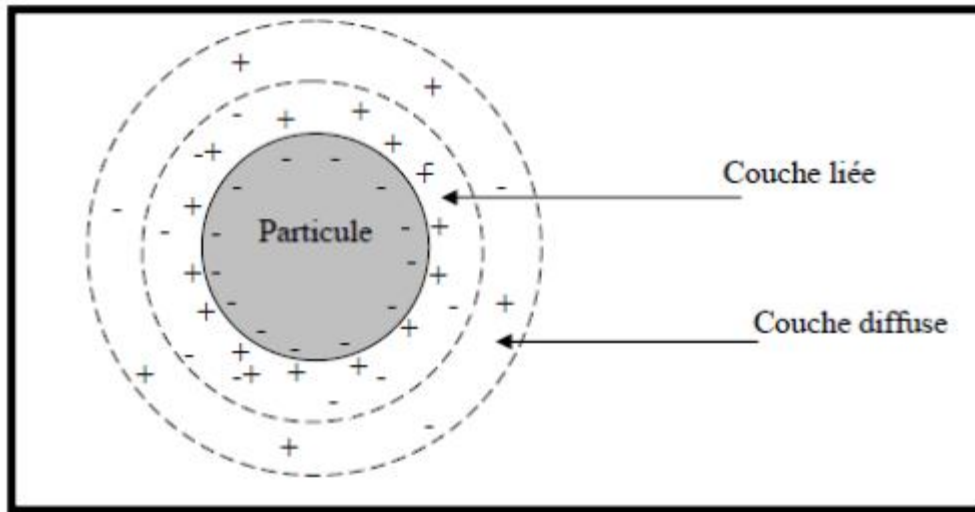
- La surface développée par les molécules dispersées est considérable, il en découle des phénomènes d'agrégation et des propriétés hydrodynamiques nouvelles;
- Les solutions colloïdes sont chargées électriquement ; [11]

### II.2. Structure des colloïdes

Du fait de leur taille caractéristique, les particules colloïdales possèdent des propriétés appartenant aux domaines moléculaires et macroscopiques. Prenons le cas où des particules sont dispersées dans un milieu liquide [2].

Dans une eau de surface, les colloïdes portent des charges négatives situées à leur surface. Ces charges négatives attirent les ions positifs en solution dans l'eau. Ceux-ci sont étroitement collés au colloïde et forment la couche liée ou de STERN, qui attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité des cations : c'est la couche diffuse ou de GOUY. Il y a donc formation d'une double couche ionique, l'un accompagnant la particule lors de ces déplacements, l'autre se déplaçant indépendamment ou avec un certain retard [7].

Il existe entre ces deux couches un potentiel électrostatique ou de NERNST, qui varie en fonction de la distance par rapport à la surface du colloïde. Dans la couche liée, le potentiel de NERNST décroît linéairement car les cations constitutifs sont empilés uniformément. En revanche, dans la couche de GOUY, le potentiel électrostatique varie de manière non linéaire, étant donné que la répartition ionique résulte d'un mélange aléatoire de cations et d'anions. La valeur du potentiel à la surface de la couche de NERNST est appelée potentiel zêta. Les colloïdes étant chargés négativement, ce potentiel est négatif. Dans les eaux naturelles, sa valeur varie de -30 à -35 mV. Les particules de potentiel zêta négatif se repoussent très fortement. C'est pourquoi, les colloïdes sont très stables et inhibent toute agglomération [7].



**Figure II.2 :** Structure d'une particule colloïdale [10]

### II.3. Les différents types de colloïdes

Les particules colloïdales sont classées en deux catégories suivant leur comportement vis-à-vis de l'eau. Il s'agit des particules hydrophobes et hydrophiles :

#### II.3.1. Les colloïdes hydrophobes

En générale de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Leur surface présente des charges négatives qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité. Peu de colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. Il s'agit en fait d'un degré d'hydratation plus ou moins important autorisé par la présence de groupement fonctionnel de types hydrophile [7]

#### II.3.2. Les colloïdes hydrophiles

Ces particules présentent une grande affinité avec l'eau. Les particules hydrophiles déshydratées se dispersent spontanément dans l'eau et sont entourées de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules [1].

Parmi les substances de cette nature, on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle. Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes. En effet, il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entoure pour permettre leur agglomération [1].

En général les colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. La présence ou non de groupement de type hydrophile qui induira un degré d'hydratation plus ou moins important.

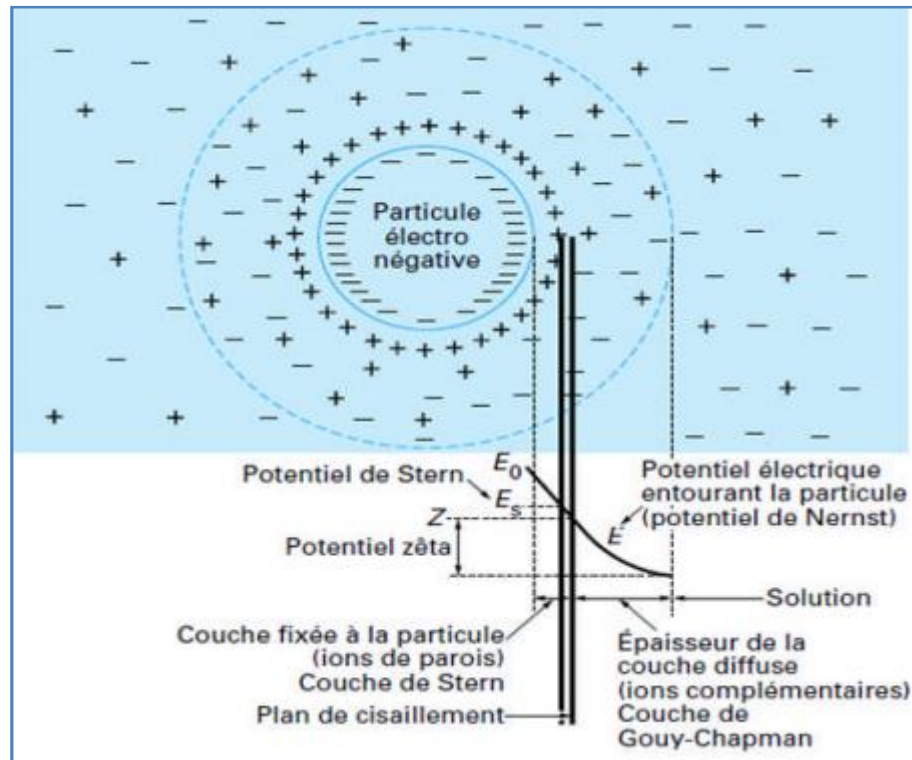
Tableau II.1 : Types de colloïdes [17]

Colloïdes hydrophiles	Colloïdes hydrophobes
Macromolécules organiques Substances humiques : acides humiques etc. Substances non humiques : sucre, protéines etc.	Oxydes métalliques Minéraux argileux (illite, montmorillonite, kaolinite.)

#### II.4. La théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène [6]

- Théorie de Helmholtz ;
- Théorie de Gouy–Chapman;
- Théorie de Stern.
  - **Théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée);[8]
  - **Théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse)[8]
  - **La théorie de Stern** : qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant[6].



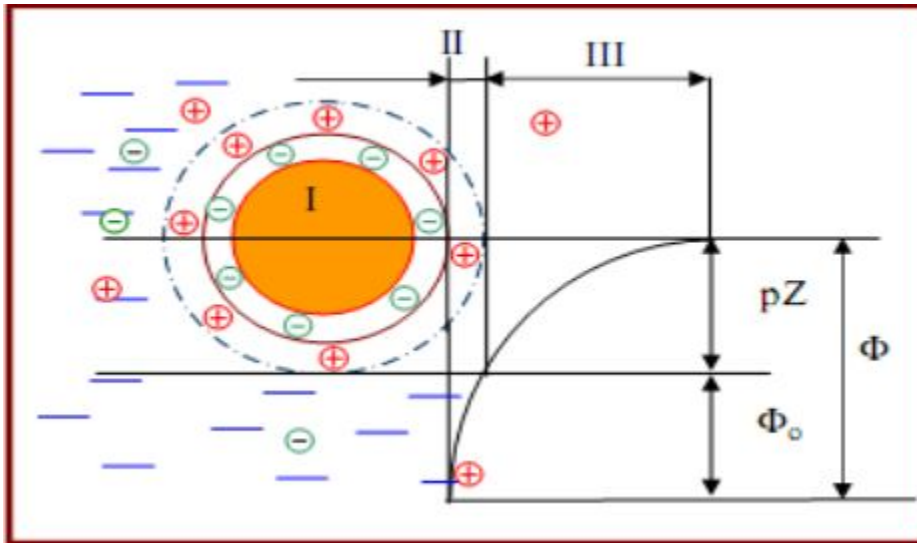
**Figure II.3** : Schéma représentatif de la double couche d'une particule colloïdale [1]

Un colloïde est caractérisé par deux potentiels :

- **Potentiel thermodynamique** : appelé potentiel de Nernst présent à la surface même du colloïde.
- **Potentiel électrocinétique** : ce potentiel mesuré au plan de cisaillement et appelé le potentiel Zeta.

Le plan de cisaillement est la limite entre la partie de la solution qui se déplace avec la particule et la partie de la solution qui se déplace indépendamment de la particule[8].

Pour une particule hydrophobe, ce plan est situé à la limite de la couche liée, alors que pour une particule hydrophile, ce plan est situé à la limite extérieure de la couche d'eau liée à la particule[8].



**Figure II.4 :** Potentiel électrique de particule colloïdale [6]

**I :** Particule colloïdale

**II :** Couche adhérente de Stern

**III :** Couche diffuse de Gouy-Chapman

**Φ:** Potentiel total à l'interface

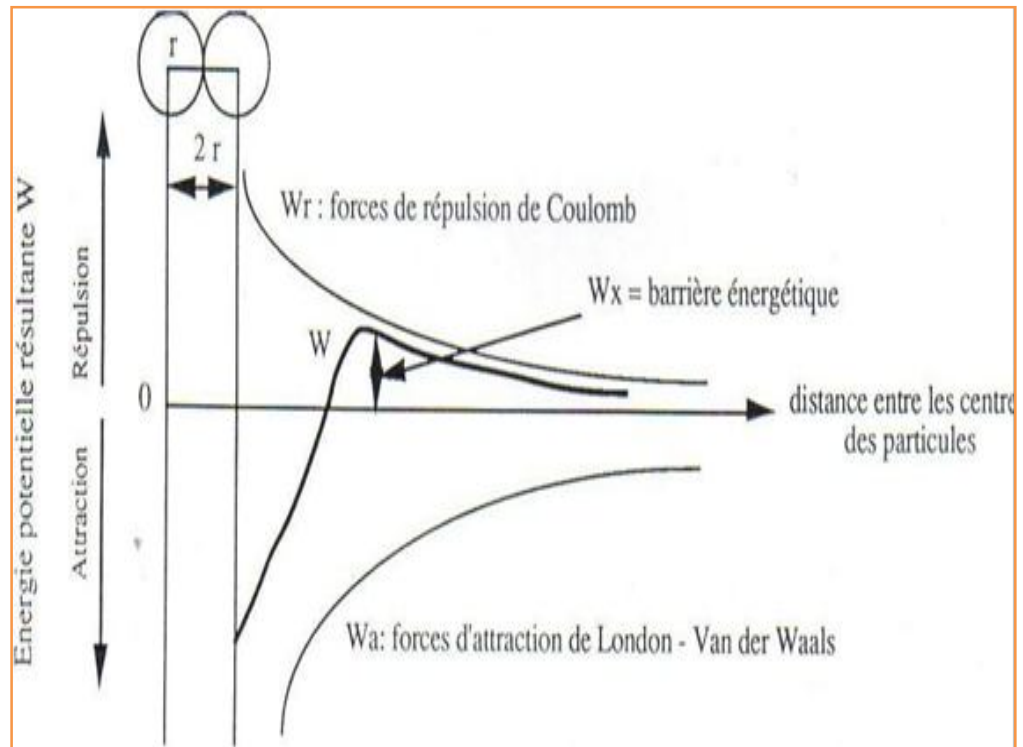
**Φ<sub>o</sub> :** Potentiel différentiel dans la couche adsorbée

**pZ :** Potentiel zéta[6]

### II.5. Stabilité des colloïdes

La stabilité des particules colloïdales dépend du potentiel électrique dans la double couche diffuse mais également de la densité de charge de surface des particules colloïdales. En particulier, ces deux paramètres vont jouer un rôle prédominant dans le contrôle de la nature des interactions colloïdales, interactions qui dépendent avant tout de la nature des particules colloïdales ainsi que de la composition de la solution[3].

Selon la théorie DVLO, la stabilité d'une suspension colloïdale est déterminée par des forces de Van der Waals attractives qui provoquent l'agrégation et par des forces répulsives qui conduisent à la dispersion des particules. Quand les répulsions électrostatiques dominent, les particules restent à l'état dispersé. Les particules colloïdales sont stabilisées quand l'épaisseur de la double couche est importante (en présence d'une force ionique faible, donc d'une faible concentration en électrolyte) et quand la charge de surface de la particule n'est pas nulle [3].



**Figure II.5 :** Stabilité des colloïdes selon la théorie DLVO.

## II.6. Déstabilisation des colloïdes

La déstabilisation est le procédé par lequel les particules stables en suspension sont modifiées de façon à leur conférer la possibilité de s'accoler entre elles ou encore de se fixer sur un support tel que des grains de sable d'un lit de filtration. La stabilité des particules en suspension peut être rompue par l'ajout de réactifs chimiques appropriés qui réduisent ou éliminent les forces de répulsion, le système est alors dit déstabilisé. Par la suite, les particules déstabilisées sont mises en contact par une agitation mécanique extérieure, les collisions favorables favorisant la formation de floccs et d'agrégats. La déstabilisation et l'agrégation font donc appel à une agitation externe pour favoriser le mélange des phases et promouvoir les collisions. La pratique consiste à mettre en œuvre deux séquences d'agitation : une agitation rapide qui favorise le mélange des réactifs et la déstabilisation des particules, une phase d'agitation lente pour favoriser les collisions entre les particules déstabilisées et ainsi entraîne leur agrégation[3].

### II.6.1. Les modes de déstabilisation des particules colloïdales

Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leur agglomération :

- ✚ Compression de la double couche;
- ✚ Adsorption et neutralisation des charges;

- ✚ Emprisonnement des particules dans un précipité;
- ✚ Adsorption et pontage;[8]

### II.6.1.1. La 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 [9]

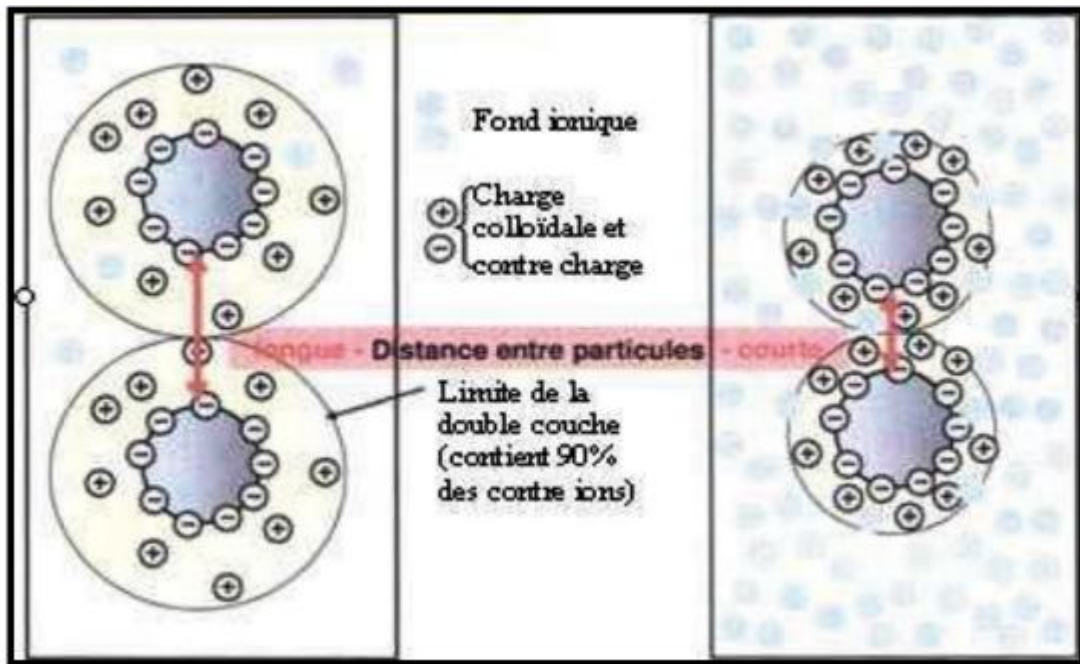
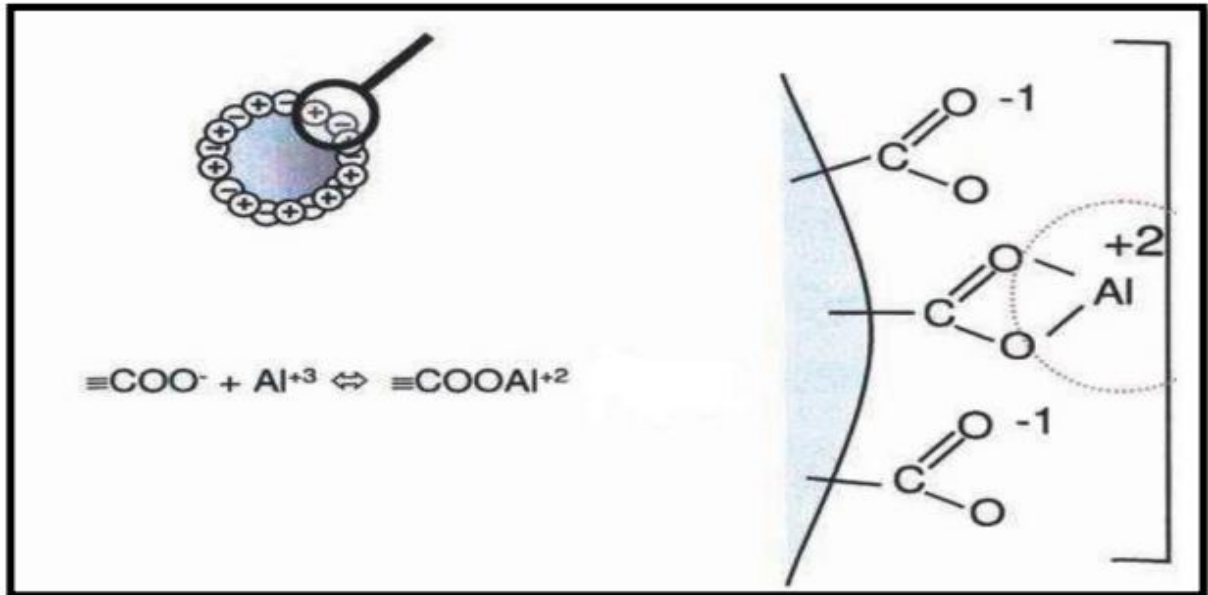


Figure II.6: Représentation schématique de la compression de la couche de diffuse [9]

### II.6.1.2. Adsorption et neutralisation de la double couche

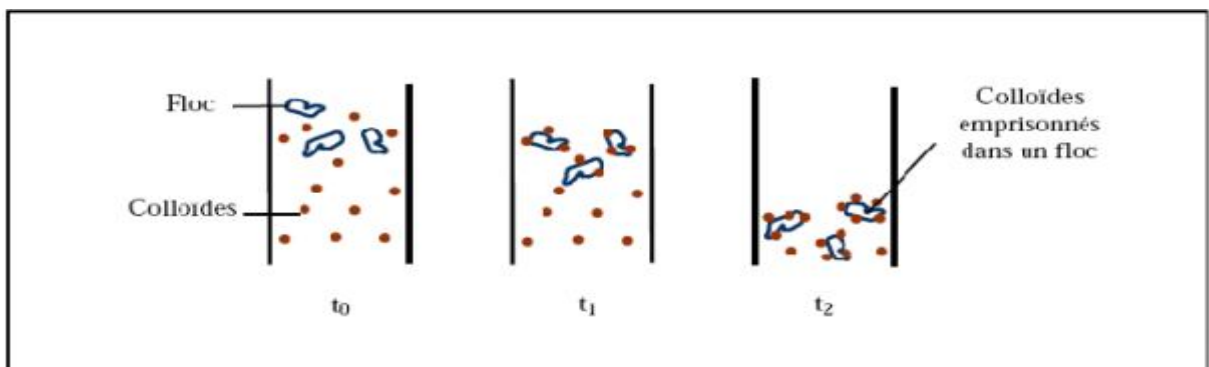
Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi rentabilisées [5]



**Figure II.7 :** Représentation schématique de neutralisation des charges [5]

### II.6.1.3. Emprisonnement des particules dans un précipité

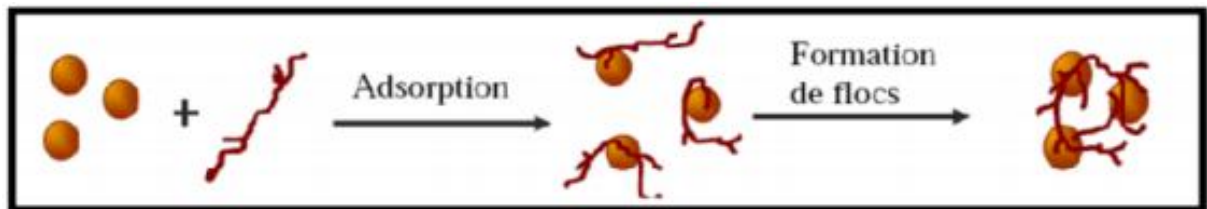
Pour déstabilisation les particules colloïdales. On peut en outre les emprisonner dans une particule floc lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou  $\text{FeCl}_3$ , on obtient un précipité appelé floc. Lorsque le pH de l'eau est situé dans une plage acide ou neutre, le floc, constitué de molécules de  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ou de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  possède habituellement une charge positive. La présence de certains anions et de particules colloïdales accélère la formation du précipité. Les particules colloïdales jouent le rôle de noyaux lors de la formation du floc; ce phénomène peut entraîner une relation inverse la turbidité et la quantité de coagulant requise. En d'autres mots, une concentration importante de particules en suspension peut entraîner une diminution de la quantité de coagulant nécessaire [4].



**Figure II.8 :** Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation [4]

#### II.6.1.4. Adsorption et pontage entre les particules

Dans quelques cas, on a obtenu le traitement le plus économique en utilisant un polymère anionique lorsque les particules étaient chargées négativement. Ce phénomène, inexplicable à l'aide de la théorie électrique, peut toutefois être expliqué par le "pontage". Les molécules de polymère, très longues contiennent des groupes chimique qui peuvent adsorber des particules colloïdale à une de ses extrémité, alors que d'autres sites sont libre pour adsorber d'autre particules. On dit alors que les molécules de polymères forment des "ponts" entre les particules colloïdales. Il peut y avoir réstabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères s'accrochent à une même particules colloïdale. Cet ensemble particule –molécule de polymères ne peut plus par la suite absorber d'autres particules colloïdales, ce qui est encore contraire au but recherché[4].



**Figure II.9 :** Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère [4]

### II.7. Coagulation-floculation

#### II.7.1. Définition et but du procédé

La coagulation floculation est un procédé physico-chimique de clarification des eaux.[1].La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques. La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation [7].

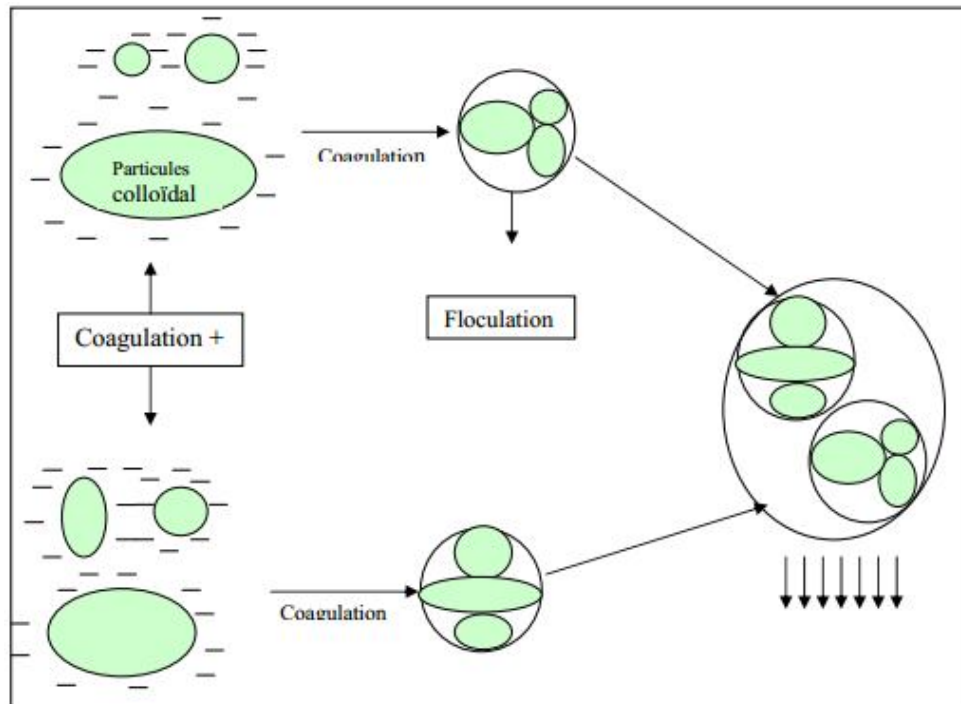


Figure II.10 : Coagulation-floculation [7]

### II.7.2. Principe de coagulation

Les particules colloïdales en solution sont naturellement chargées négativement. Elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste dans la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives. On utilise, pour ce faire, des réactifs chimiques nommés coagulants [8].

La coagulation consiste à supprimer par une injection bien précise des produits coagulant toutes les forces de répulsion qui favorisent la formation d'états stables des particules colloïdales dans l'eau [16].

L'adjonction du coagulant produit dans un premier temps un ensemble de réactions complexes d'hydrolyse, d'ionisation et également de polymérisation et dans un second temps, une déstabilisation des colloïdes par un ensemble de mécanismes complexes. Le procédé nécessite une agitation importante [8].

### II.7.3. Coagulants

Sont des produits qui neutralisent les charges de surface des matières colloïdales. Les coagulants principalement utilisés pour déstabiliser les particules colloïdales [8].

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer [6]. Ils sont cités dans les tableaux ci-dessous.

**Tableau II.2 : Dérivés des sels d'aluminium [12]**

Sels d'aluminium	Formule chimique
Sulfate d'aluminium	$Al_2(SO_4)_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$
Aluminate de sodium	$NaAlO_2$

**Tableau II.3 : Dérivés des sels de fer [12]**

Sels de fer	Formule chimique
Sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3$
Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Sulfate ferreux	$FeSO_4$

Les produits les plus utilisés sont l'alun et le chlorure ferrique. Ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produits d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la coagulation [1].

### II.8. Mise en solution d'un coagulant

La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes :

**a. Etape 1:** phase d'hydrolyse :

- Formation des intermédiaires poly chargés positifs ;
- Neutralise la charge des colloïdes ;
- Forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement ; [1]

**b. Etape 2:** formation du précipité :

- Réaction qui dépend de l'agitation du milieu ;
- Assure la coalescence des colloïdes déstabilisés: C'est la forme floculant ; [1]

## II.9. Floculation

### II.9.1. Principe

La floculation est le processus de grossissement et d'uniformisation des petits flocons formés lors de l'introduction du coagulant. Elle a pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules colloïdales déstabilisées et leur agglomération, pour accroître la taille du floc, son volume, sa masse et sa cohésion [1]

Une bonne floculation est favorisée par:

- ✓ Une coagulation préalable aussi parfaite que possible;
- ✓ Une augmentation de la quantité du floc dans l'eau;
- ✓ Un brassage homogène et lent pour tout le volume d'eau;
- ✓ L'emploi de certains produits appelés floculants[1].

### II.9.2. Processus de la floculation

Les polyanioniques agissent par pontage en association avec les cations bivalents du milieu tels que les ions  $\text{Ca}^{+2}$  et  $\text{Mg}^{+2}$ . Dans ce cas, le titre hydrotimétrique de l'eau est essentiel. On ne l'ajoute qu'en fin de floculation lorsque les micro flocons sont formés[7].

Les polycationiques agissent directement par leurs charges positives. Elles neutralisent les charges primaires des colloïdes qui ont échappé au coagulant. Il faut les ajouter juste après la phase d'agitation rapide (coagulation) [7].

## II.10. Type de floculation

La floculation peut être faite à l'aide d'une de ces méthodes suivantes :

- La floculation physique
- La floculation chimique [9]

### II.10.1. La floculation physique

Elle consiste à augmenter par la création d'une différence de vitesse entre les particules colloïdales déstabilisées ; la probabilité des contacts entre ces particules afin de les agglomérer en flocons denses ensuite de les décantier [9].

#### a) Floculation péricinétique

N'intervenant que sur les particules colloïdales, elle favorise la formation du microfloc. Elle est liée à la diffusion brownienne, qui est en fonction de la température de l'eau. Le mouvement brownien correspond au déplacement désordonné des colloïdes par le bombardement de chaque molécule d'eau[9].

**b) Floculation orthocinétique**

Ce type de floculation est fonction l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contact entre les particules [9].

**II.10.2. Floculation chimique**

C'est la floculation qui est provoquée par l'agitation de l'eau, cette agitation facilite l'agrégation des particules par l'augmentation de la probabilité de collisions entre ces particules [9].

Elle consiste en une agglomération par pontage des particules colloïdales déchargées à l'aide de certains produits chimiques appelés floculants[9].

**II.11. Nature des floculants utilisés**

On appelle floculant, des produits utilisés en quantités plus faibles que les réactifs coagulants permettant d'agglomérer les MES afin d'obtenir une taille plus grande et par conséquent des vitesses de séparation solide liquide plus élevée [15]. Le but étant de former un précipité ou floc qui soit visible et insoluble. On distingue des floculants minérale, organique et synthétiques [4].

**a. Les floculants minéraux** Ce sont des produits chimiques qui agissent par adsorption ou par neutralisation sur une eau brute qui ne contient pas assez de matières en suspension. Les floculants connus sont la silice activée, certaines argiles colloïdales comme la bentonite ou le charbon actif en poudre, certains hydroxydes à structure polymère comme l'alumine ou l'hydroxyde ferrique et le sable fin (micro sable)[4]

**b. Les floculants organiques :** Les floculants organiques sont hydrosolubles et peuvent avoir une charge anionique, cationique ou neutre. On peut citer comme exemple l'amidon, les alginates ou les polysaccharides[4].

**c. Les floculants de synthèse :** Sont des produits fabriqués à partir de monomères à très haute masse moléculaire (entre 10<sup>5</sup> et 10<sup>7</sup>). Ces polymères ont un rendement supérieur aux polymères naturels. Ils sont classés suivant leur ionicité: anionique, neutre(ou non ionique), cationique [4].

Les floculants synthétiques sont très nombreux. On peut obtenir des fabricants la formule que l'on désire. Ils se regroupent en trois grandes catégories : [7]

- Polymères anioniques obtenus par polymérisation d'un acrylamide ou d'un acide acrylique ;
- Polymères neutres qui regroupent essentiellement des polyacrylamides ;
- Polymères cationiques ou copolymères d'acrylamide avec monomères cationiques [7] ;

## II.12. Choix du coagulant et/ ou flocculant

Dans la séparation liquide/solide par coagulation-floculation, le choix des coagulants et/ ou flocculants est très large et son influence est grande sur les procédés envisagés pour effectuer la séparation et pour limiter la quantité des boues produites.[14]

Les coagulants utilisés pour le traitement des eaux destinées à l'alimentation humaine doivent:

- ✚ être peu coûteux ;
- ✚ être totalement inoffensifs par eux-mêmes et par les produits qu'ils forment ;
- ✚ pouvoir être mis en œuvre aisément ;
- ✚ être efficace : car réduire la couleur, la turbidité et les MO d'une eau est essentielle ;
- ✚ pouvoir être dispersés sans difficulté ; [13]

## II.13. Paramètres influençant coagulation-floculation

- **Influence du potentiel d'hydrogène (pH)**

Le pH est le paramètre le plus important à prendre en compte dans le procédé de la coagulation. Pour chaque eau, il y a un intervalle de pH pour lequel la coagulation a lieu rapidement qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH s'étendent de 4 à 6 et de 5 à 7 respectivement. Dans certains cas, il est plus avantageux d'augmenter la quantité du coagulant pour abaisser le Ph [10].

- **Influence de la nature des colloïdes**

Selon la nature des particules colloïdales et leur interaction vers le milieu aqueux, c'est-à-dire leur facilité d'échange des cations périphériques selon qu'elle s'avère forte ou faible, elle favorise plus ou moins le processus de coagulation[6].

- **Influence de la grosseur et la concentration des particules colloïdales**

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point du vue dimensionnel. Pour les particules dont les dimensions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse. Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable due aux effets conjugués du mouvement brownien. De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interparticulaire se trouve probablement abaissé[6].

- **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 réstabilisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement. Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test"[1].

- **Influence de la turbidité**

La turbidité est un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. La turbidité d'une eau est principalement due à la présence de particules de diamètre de 0,2 à 5  $\mu\text{m}$  et qui sont facilement décantables après coagulation floculation lorsqu'on maintient le pH dans sa plage optimale. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation [1].

- **Influence de l'état d'hydratation**

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes. Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide inter micellaire. Cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles et le quartz) produit l'effet d'une gaine isolante protectrice, s'opposant à l'agrégation des particules, par réduction de la tension superficielle à l'interface particule liquide, par conséquent, la stabilité des colloïdes se trouve renforcée. Aussi, les interactions colloïdes-eau peuvent retarder l'agrégation des systèmes colloïdaux. Ce phénomène peut être contrarié par l'augmentation de la quantité de coagulant et le prolongement de l'opération [6].

- **Influence du potentiel zêta**

Par suite de l'existence de la charge primaire, un potentiel électrostatique existe entre la surface de la particule et la charge de la solution. Ce potentiel à une valeur maximale à la surface de la particule et décroît avec la distance à partir de la surface, cette décroissance est affectée par les caractéristiques de la couche diffuse, ainsi que par le nombre

et le type des ions dans la solution chargée. A une force ionique élevée, le potentiel électrique décroît vers zéro dans la courte distance. Quand deux particules similaires s'approchent l'une de l'autre il y a interaction entre leurs couches diffuses, cette interaction électrostatique produit toujours une force répulsive, une énergie potentielle répulsive, apparaît et croît avec la diminution de la distance séparant les particules. Pour les systèmes colloïdaux contenant des concentrations ioniques élevées dans la solution chargée, l'interaction répulsive est plus petite que celle des systèmes contenant une faible force ionique [6].

- **Titre alcalimétrique complet (TAC)**

Une autre particularité de l'ajout de caillots sanguins dans l'eau est la consommation d'alcalinité. Cette perte de TAC est fonction de la nature et de la concentration du composé impliqué. La perte alcaline (consommation de  $\text{HCO}_3^-$ ) entraîne une diminution du pH. Cette acidification peut perturber la formation d'un précipité d'hydroxyde et il est parfois nécessaire d'ajouter de la soude, de la chaux ou du calcaire pour rester dans la zone de pH optimale.

- **Influence du temps et la vitesse d'agitation**

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules[6].

- **Influence des sels dissous**

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation :

- Modification de la plage de pH optimal ;
- Modification de la quantité de coagulant requis ;
- Modification de la quantité résiduelle de coagulant ; [10]

- **Influence de la température d'eau**

L'influence de la température n'est pas bien définie, mais il a été observé que lorsque l'eau est froide, les floccs se décantent plus difficilement. Car la diminution de la température entraîne une augmentation de la viscosité. [10].

- **Influence du mélange**

Au cours de la coagulation-floculation, on procède au mélange des produits chimiques en deux étapes. Premièrement, on effectue un mélange rapide qui a pour but principal de diffuser les produits dans la totalité du volume d'eau à traiter. Deuxièmement, le mélange se fait plus lentement et a pour objectif de favoriser le contact entre les floccs [10].

- **Influence de l'état d'hydratation**

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes. Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide inter micellaire. Cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles et le quartz) produit l'effet d'une gaine isolante protectrice, s'opposant à l'agrégation des particules, par réduction de la tension superficielle à l'interface particule liquide, par conséquent, la stabilité des colloïdes se trouve renforcée. Aussi, les interactions colloïdes-eau peuvent retarder l'agrégation des systèmes colloïdaux. Ce phénomène peut être contrarié par l'augmentation de la quantité de coagulant et le prolongement de l'opération [6].

**Conclusion**

Le procédé de coagulation-floculation est un ensemble de traitements qui visent à optimiser l'élimination des particules en suspension non décantables. Ces traitements favorisent l'agrégation des particules colloïdales en large. Ils se déroulent en deux étapes à savoir la déstabilisation des particules et la collision des particules déstabilisées pour former des agrégats volumineux. La déstabilisation et l'agrégation sont des phénomènes physico-chimiques. La séparation par décantation et filtration met en jeu des phénomènes essentiellement physiques. [4]

**Références bibliographiques**

- [1] **Sefraoui, M.** (2013). Etudes comparative sur le prétraitement des eaux de mer par ultrafiltration et coagulation -floculation, *Mémoire de master*, faculté de technologies, Université ABOU BEKR BELKAID Tlemcen, Algérie.
- [2] **Moise Desire, D.**(2007). Mécanisme de coagulation et de Floculation de suspensions d'argiles rencontrées en traitement des eaux. *Thèse de Doctorat*, Université PAUL SABATIER, Toulouse III. France.
- [3] **Vladimir, C.** (2009). Transport de colloïdes en milieu poreux : étude expérimentale, *Thèse de doctorat*, Université Bordeaux 1. France
- [4] **Ikhlef, R , Gherras, H.** (2017). Amélioration de la qualité de l'eau rejetée de la SOITEX de sebdou. *Mémoire de Master*, Université Abou bakr Belkaïd .Tlemcen. Algérie.
- [5] **Ezziane, S.**(2007). Traitement des eaux de rejets de l'unité CERAMIT « TENES ». *Mémoire de Magister*, Université Hassiba Ben Bouali. Algérie
- [6] **Lakhdari, B.**(2011). Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz .*Mémoire de Magister*, Université Abou Bekr Belkaïd, Tlemcen. Algérie
- [7] **Kherifi, W.**(2009). Etude de La cinétique de sédimentation des matières en suspension dans le calcul des décanteurs. *Mémoire de Magister*, Université BADJI-MOKHTAR. Annaba. Algérie
- [8] **Cherif, L.** (2012). L'influence de la coagulation-floculation et décantation sur le pré traitement des eaux saumâtres. *Mémoire de Master*, Université Abou Bekr Belkaid .Algérie.
- [9] **Selka, M.** (2013). Influence des Particules Argileuses Sur La Coagulation – Floculation. *Mémoire De Master en Hydraulique*, Université AbouBekrBelkaïd, Tlemcen. Algérie
- [10] **Hinda, KH.** (2016). Effet des interactions chlore /coagulant aluminique sur la réactivité d'acides organiques aromatiques.

- [11] [https://www.google.com/search?client=opera&q=COLLOÏDES+ET+LES+MACROMOLÉCULAIRES+\(Mme+Allouache.H&sourceid=opera&ie=UTF-8&oe=UTF-8](https://www.google.com/search?client=opera&q=COLLOÏDES+ET+LES+MACROMOLÉCULAIRES+(Mme+Allouache.H&sourceid=opera&ie=UTF-8&oe=UTF-8)
- [12] **Mekhalif, F.** (2009). « Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement ». *Mémoire de Magister* Université de Skikda. Algérie
- [13] **Godart, H.**, « Eaux de distribution – Clarification, » techniques de l'ingénieur.
- [14] **Lounnas, A.**, (2009). « Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hamadi-Kroma de Skikda ». *Mémoire de Magister, Université de Skikda.* Algérie
- [15] **Kettab, A.**, (1992). « Traitement des eaux », office des publications universitaires, 1, place centrale de ben-aknoun. Algérie
- [16] **BACHI, Met ABDELLI, R.**, (2005) ; « L'influence des paramètres physico-chimiques sur la coagulation-floculation et décantation ». *Mémoire DEUA en Hydraulique* Université de Tlemcen .Algérie
- [17] <http://dspace.univ-tlemcen.dz/bitstream/112/394/11/introduction.pdf>
- [18] <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/beiepe/book/export/html/400>

# ***Chapitre III***

## ***Synthèse bibliographique***

**Introduction**

Le lixiviat représente les effluents d'eau hautement polluée des décharges contrôlées. De nos jours, une préoccupation importante est accordée à la gestion durable de ces déchets liquides [1, 2]. Le lixiviat qui s'écoule de la décharge est contaminé par divers produits et polluants présents dans ce bioréacteur qui constitue cette décharge. Ainsi ces effluents doivent répondre à des normes de rejet en leur imposant un traitement spécifique au préalable. La surveillance de ces effluents est nécessaire à la fois pour prévenir les risques sanitaires et environnementaux et pour collecter régulièrement des données dont l'utilisation servira à améliorer leur traitement [3, 4]. La composition du lixiviat dépend de plusieurs paramètres : pH, âge du site, type de déchets stockés, en plus le climat et la saison. Afin de choisir le procédé le plus adapté à chaque effluent, il est nécessaire de considérer une série de conditions telles que les caractéristiques des eaux usées brutes en termes de polluants mais aussi la qualité de l'effluent final requis selon les spécifications des eaux traitées liées aux règlements [5, 6].

Plusieurs techniques ont été appliquées pour le traitement des lixiviats, les plus répandus sont les techniques physico-chimiques qui ont connu un grand développement, notamment le procédé de coagulation-floculation.

La coagulation-floculation est un procédé de purification de l'eau, utilisé pour le traitement de l'eau potable ou des eaux usées. C'est un procédé attractif en raison de ses nombreux avantages tels que sa compatibilité environnementale, son adaptabilité, son efficacité et son faible coût [7].

Dans ce chapitre nous abordons quelques travaux de recherche concernant le traitement du lixiviat issu du centre d'enfouissement technique en appliquant la technique de coagulation-floculation en utilisant des coagulants à base de fer à savoir le sulfate ferreux  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , le chlorure ferreux  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  et le chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$ .

## Article 1 : Traitement des lixiviats de décharge par coagulation-floculation (Treatment of Landfill Leachate by coagulation-flocculation)

F. Khalil, O. Bouaouine, H. Chtioui<sup>1</sup>, S. Souabi, M.A. Aboulhassan, A. Ouammou

### 1. Objectifs de travail :

- L'étude de l'efficacité des processus de coagulation floculation pour le traitement de lixiviat.
- Les conditions optimales pour l'application efficace de traitement de lixiviat par coagulation floculation réalisée par quatre coagulants la chaux  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , le chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$ , le sulfate ferrique  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  et le sulfate d'aluminium  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

### 2. Matériels et méthodes

#### 2.1. Présentation du site étudié

Les échantillons de lixiviat ont été prélevés au niveau de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès implantée dans la commune d'Aïn Beda sur la route de Sidi harazem à environ 11km du centre de Fès. La décharge traite plus de 1.000 tonnes de déchets solides par jour dont près de 900 tonnes d'ordures ménagères. L'analyse des éléments métalliques présents dans le lixiviat brut sont regroupés dans le tableau 1.

**Tableau III.1.1** : Caractéristiques du lixiviat de la décharge publique de la ville de Fès

Caractéristique lixiviat brut	CE (ms/cm)	pH	Turbidité (NTU)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DCO/DBO <sub>5</sub>
Valeurs	24,6	7,66	2053	5400	1700	3,2

**Tableau III.1.2** : Concentrations des éléments métalliques dans le lixiviat de la décharge publique de la ville de Fès

Élément métallique	As mg/l	Cd mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	Ni mg/l	Pb mg/l	Sb mg/l	Zn mg/l
Valeurs	0,14	4,36	2,04	0,4	33,72	2,58	3,74	0,18	0,63	4,68

Les résultats des tableaux 1 et 2 ont montré que les lixiviats se trouvent chargés en matières organiques biodégradables puisque le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> varie autour de 3. Par ailleurs la turbidité et la conductivité marquent des valeurs très élevées dépassant largement les normes des eaux usées traitées. Les faibles valeurs du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> (3 à 50) montrent ainsi que les lixiviats sont riches en matières organiques non biodégradables ce qui peut causer plusieurs impacts sur les eaux de surface. Souabi et al (2010) , ont montré que pour les rejets de lixiviats de Mohammedia (collecteur principal) le rapport DCO/ DBO<sub>5</sub> varie entre 5 et 7.5 ce qui montre que le lixiviat n'est pas facilement biodégradable et peut donc causer plusieurs impacts sur les eaux de surface (Oued El Maleh) [8].

## **2.2. Procédure Jar Test**

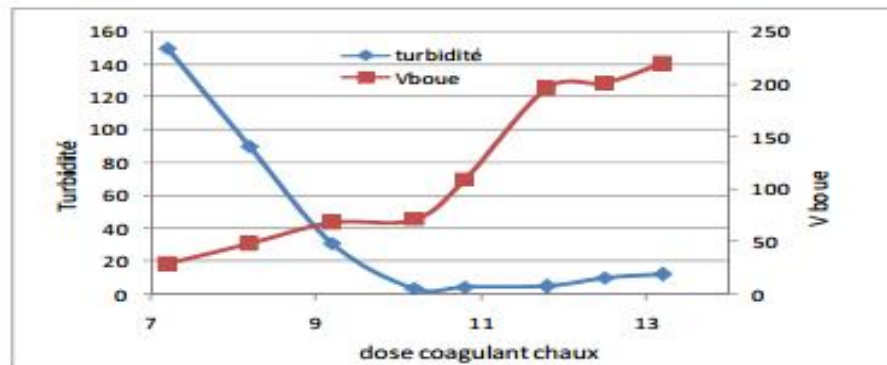
Les tests de coagulation floculation ont été réalisés en utilisant un jar test. Le matériel d'essai est constitué par un flocculateur à quatre agitateurs (Flocculateur Fisher 1198) muni d'une vitesse de rotation individuelle variant entre 0 et 200 tr/min [9]. Différentes concentrations du coagulant choisis ont été ajoutées au lixiviat. Le mélange est agité d'une façon rapide à 200 tr/min pendant 10 mn. La vitesse est par la suite réduite à 60 tr/min durant 30 mn. Après 60 mn de décantation, le volume des boues est mesuré puis le surnageant est récupéré pour analyser les paramètres tel que la turbidité, le pH, la conductivité, la couleur et surtout la concentration en éléments métalliques. La concentration optimale du coagulant a été déterminée sur la base de la turbidité, le volume des boues produites et l'aspect visuelle du surnageant.

## **2.3. Évaluation de l'efficacité**

L'efficacité du processus de coagulation floculation pour le traitement de lixiviat est évaluée notamment en terme de production de boues, de turbidité. La production des boues a été estimée après décantation de deux heures des lixiviats coagulés et floculés.

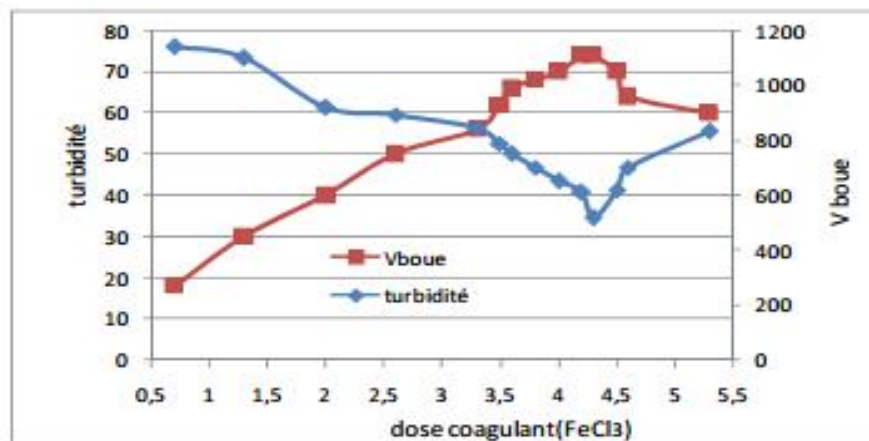
### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Résultats



**Figure III.1.1** : Variation de la turbidité et du volume des boues décantés en fonction de la dose de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$

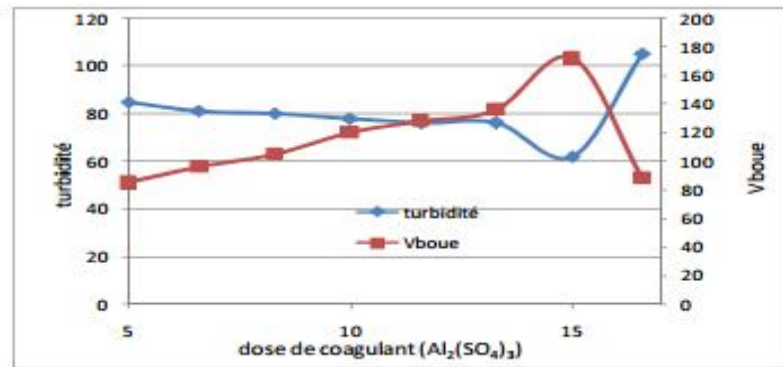
D'après les résultats mentionnés dans cet article la turbidité diminue avec l'augmentation de la chaux. La dose optimale obtenue dans ces conditions est estimée à 12g/l avec une turbidité variant autour de 4,9 NTU et un rendement d'élimination de 99%. La quantité de boues produite pour la dose optimale de 12 g/l étant 647 ml/l (figure 1).



**Figure III.1.2** : Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction de la dose de  $\text{FeCl}_3$

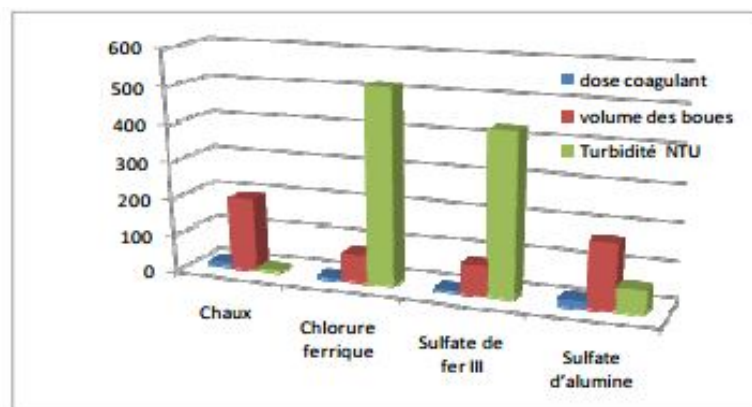
Par ailleurs, cette étude du traitement de lixiviat par le Chlorure ferrique est illustrée sur la figure 2. Les résultats montrent que la turbidité diminue avec l'augmentation de  $\text{FeCl}_3$ . La dose optimale obtenue dans ces conditions est estimée à 4,3g/l avec une turbidité voisine de 519 NTU et un rendement d'élimination de 75%. La quantité de boues produite pour la dose optimale étant 245 ml/l. Au-delà de cette dose, nous constatons une augmentation de la

turbidité, et le passage de la couleur jaune clair à foncée dû à l'augmentation de  $\text{FeCl}_3$  défavorisant l'agglomération des polluants. Ce changement s'explique par la redissolution des hydroxydes ferriques en milieu acide provoquant la coloration foncée du surnageant et l'augmentation de la turbidité.



**Figure III.1.3 :** Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction de la dose de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

L'étude du traitement de lixiviat par le sulfate d'aluminium est illustrée sur la figure 3. Les résultats ont montré que l'optimum est d'environ 15g/l. La turbidité passe de 2053 à 62 NTU (environ 97%). Ce rendement d'élimination de la turbidité reste largement supérieur à celui obtenu avec le chlorure ferrique. La quantité de boues formée est de 568 ml/l. La figure 4 présente les variations des paramètres (quantité de coagulant, turbidité, quantité de boue) du lixiviat traité en fonction du type de coagulant.



**Figure III.1.4 :** Variation de la turbidité et du volume des boues en fonction du type de coagulant

La figure 4 présente les variations des paramètres (quantité de coagulant, turbidité, quantité de boue) du lixiviat traité en fonction du type de coagulant. Ces résultats ont

montré que le rapport entre la quantité de boues produites et le pourcentage d'élimination de la turbidité sont sensiblement les mêmes pour les deux coagulants chlorure Ferrique  $\text{FeCl}_3$  et Sulfate Ferrique  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ . Cependant, le coagulant chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$  produit le moins de boues par rapport aux résultats obtenus avec le Sulfate Ferrique  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ .

La chaux  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  est très efficace quant à l'élimination de la turbidité tout en produisant le maximum de boues. Quant au sulfate d'aluminium  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , d'une part on observe une baisse du volume des boues par rapport à la chaux et d'autre part une meilleure élimination de la turbidité par rapport au Chlorure Ferrique et Sulfate Ferrique.

### **Conclusion**

La dose optimale obtenue par la chaux est estimée à 12g/l avec un rendement d'élimination de la turbidité de 99%. La quantité de boues produite est de 647 ml/l. le lixiviat est sujet à une décoloration importante.  $\text{FeCl}_3$  permet une élimination de la turbidité de 75% et semble être le mieux approprié pour une faible production de boue décanté (245ml/l). Le coagulant  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  donne 79% d'élimination de la turbidité et produit légèrement plus de boues décantées que  $\text{FeCl}_3$  (264ml/l). Dans le cas de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  le traitement a donné une élimination de la turbidité de l'ordre de 97% et un volume de boues décantées légèrement inférieur à la chaux (568ml/l).

## **Article 2: Treatment of controlled discharge leachate by coagulation-flocculation: influence of operational conditions.**

**Khaled Djefal, Saliha Bouranene, Patrick Fievet, Sébastien Déon, Abdalhak Gheid**

L'objectif de ce travail est de traiter les lixiviats issus du centre d'enfouissement technique de la wilaya de Souk-Ahras en appliquant la technique de coagulation-floculation. L'évaluation du traitement a été examinée en utilisant trois coagulants à base de fer à savoir le sulfate ferreux  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , le chlorure ferreux  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  et le chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$  et ce dans le but d'obtenir une réduction significative de la turbidité et de la charge organique polluante du lixiviat en fonction des paramètres de fonctionnement.

### **1. Matériels et méthodes**

#### **1.1. Échantillonnage des lixiviats**

Les échantillons de lixiviat utilisés dans cette étude ont été collectés dans des flacons en plastique de la lagune du centre d'enfouissement technique de Souk-Ahras. Tous les échantillons ont été prélevés manuellement, scellés hermétiquement, transférés au laboratoire, conservé à 4 °C puis analysé dans les deux jours.

#### **1.2. Mise en œuvre d'expériences de coagulation-floculation**

Un volume de lixiviat est introduit dans un bécher puis placé sur un agitateur magnétique. Le potentiel hydrogène du lixiviat est ajusté à  $3,5 \pm 0,2$  en ajoutant quelques gouttes de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , dans le cas où le coagulant test est le sulfate ferreux ou le sulfate ferrique ; et de HCl dans le cas où le coagulant test est le chlorure ferrique. Ensuite un volume d'une solution coagulante préparée à un pourcentage massique bien défini est introduit dans une burette puis dispersé dans la solution contaminée (le lixiviat) au moyen d'une agitation adoptée dont l'ordre est de 400 rpm pendant un temps d'agitation de 15 min. Une fois le coagulant est complètement versé dans la solution de lixiviat, le pH de ce dernier est réajusté entre 7 et 8 à l'aide d'une solution concentrée de NaOH afin de favoriser la formation de précipités d'hydroxyde de fer. Selon les manipulations effectuées, tous les pH de réajustement étaient d'environ  $7,5 \pm 0,2$ .

Le mélange obtenu après cette étape a été décanté pendant 6 heures dans une ampoule à décanter afin de séparer entre les floccs formés et le surnageant. Les floccs obtenus après décantation sont séparés du surnageant par filtration sur papier filtre, séchés en étuve à 105 °C pendant 6 heures puis pesés à l'aide d'une balance analytique tandis que l'eau décantée

est collectée pour analyse. Il est à noter que d'autres types d'expériences ont été réalisés, à savoir :

- Des expériences sans aucun ajustement de pH de la solution polluée (lixiviat), c'est-à-dire que la coagulation a été effectuée par addition directe de coagulant dans la solution de lixiviat sans avoir effectué aucun ajustement de pH avant ou après l'ajout de coagulant.
- Des expériences de coagulation-floculation en ajoutant 20% de flocculant en fin de coagulation. Deux flocculants différents ont été utilisés : l'amidon (flocculant organique) et la chaux CaO (flocculant minéral). Une fois le flocculant est ajouté, l'ensemble est encore agité pendant 15 minutes (temps de floculation) avant d'être versé dans l'ampoule de séparation. Les expériences ont été réalisées à température ambiante  $18 \pm 2$  °C. Tous les réactifs employés dans cette étude sont de grade analytique.

### **I.3. Matériels et méthodes analytiques**

Tous les échantillons de lixiviat ont subi quelques analyses avant et après traitement avec le procédé de coagulation-floculation. Le pH et la conductivité ont été mesurés par un pH-mètre et un conductimètre de Hanna Instruments. L'indice de réfraction a été déterminé par un réfractomètre "Zuzi Model-315 ABBE brand" tandis que la demande chimique en oxygène (DCO) par un réacteur DCO-Hanna (modèle C 9800) ; et la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) a été mesurée en utilisant un Oxitop (WTW). Les boues récupérées ont été examinées par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) au moyen d'un spectrophotomètre de type IRAffinity-1S SHIMADSU en combinaison avec un ATR à réflexion unique.

### **I.4. Résultats et discussion**

L'exploitation des résultats a été faite en étudiant l'effet de plusieurs paramètres sur le degré de clarification de lixiviat et selon la démarche suivante :

- Effet d'ajustement de pH de la solution d'alimentation (le lixiviat brut).
- Effet de la concentration et la nature d'agent coagulant.
- Effet d'ajout d'un agent flocculant.

Avant d'aborder ces effets, on va présenter les analyses effectuées sur les trois bassins de lagunage de lixiviat au niveau du centre d'enfouissement technique «CET» de Souk-Ahras dans le tableau suivant :

**Tableau III.2.1** : Résultats d'analyse des trois bassins en termes de DCO, turbidité, pH, indice de réfraction et conductivité.

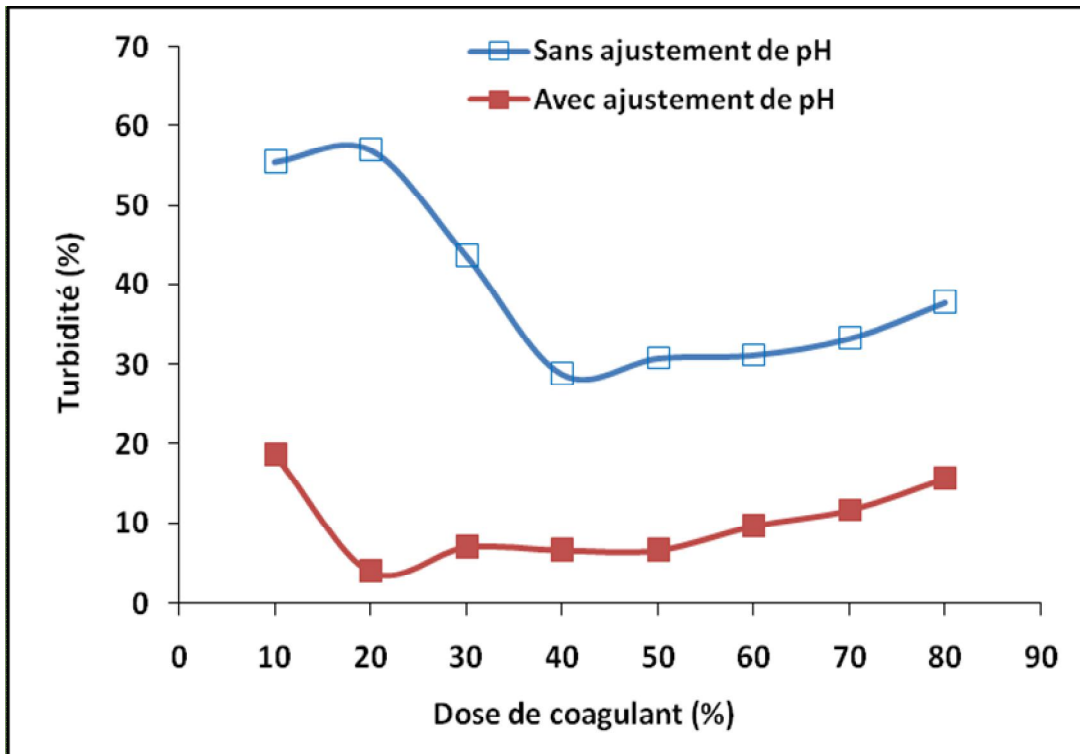
	<b>DCO (mg/L)</b>	<b>Turbidité (NTU)</b>	<b>pH</b>	<b>Indice de réfraction</b>	<b>Conductivité (mS/cm)</b>
<b>Bassin (n°=1)</b>	> 15000	99,8	8	1,3396	90,8
<b>Bassin (n°=2)</b>	> 15000	98,6	8,01	1,3399	90,6
<b>Bassin (n°=3)</b>	> 15000	95,2	8,16	1,3405	90,3

Ce tableau montre que pour chaque analyse, les trois bassins ont presque la même valeur avec une légère différence, ceci peut être expliqué par l'homogénéité de la composition du lixiviat.

## 2. Effet d'ajustement de pH de la solution d'alimentation

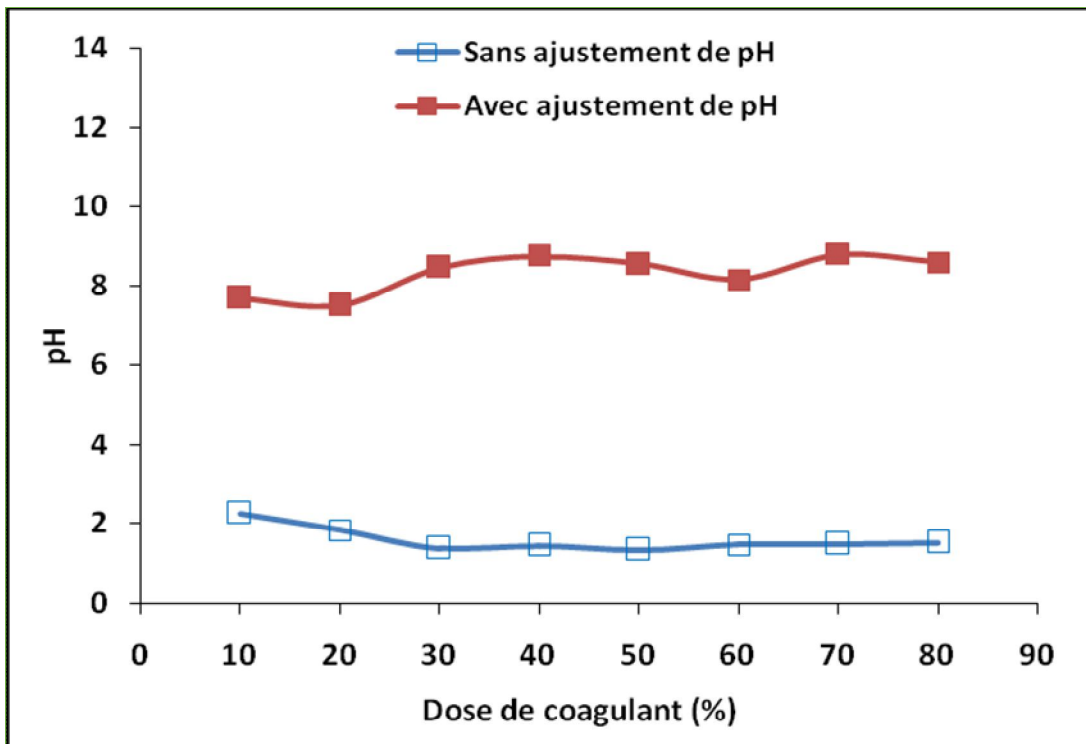
Les figures (1-5) montrent les résultats des analyses effectuées en termes de turbidité, pH, indice de réfraction, conductivité et masse des floccs respectivement ; pour les lixiviats traités avec  $\text{FeCl}_3$  à différentes doses variant de 10 à 80%

Des tests de coagulation effectués sans ajustement de pH (les symboles vides) ont montré une réduction considérable dans la turbidité du lixiviat traité, d'autant plus que la concentration de coagulant augmente. Pour 40% de chlorure ferrique, la turbidité du lixiviat a chuté d'environ 70%, d'où une valeur minimale égale à 28,8 NTU. En revanche, pour un traitement effectué avec ajustement de pH (les symboles pleins) ; c'est-à-dire qu'avant l'ajout de coagulant, le pH du lixiviat a été ajusté à  $3,5 \pm 0,2$  et une fois le coagulant est dissous, le pH a été réajusté à  $7,5 \pm 0,2$  ; l'atténuation de la turbidité est estimée à environ 96%, d'où une turbidité finale de 4,09 NTU à 20% de coagulant (Figure 2).



**Figure III.2.1** : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose de coagulant  $\text{FeCl}_3$  pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant) ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.

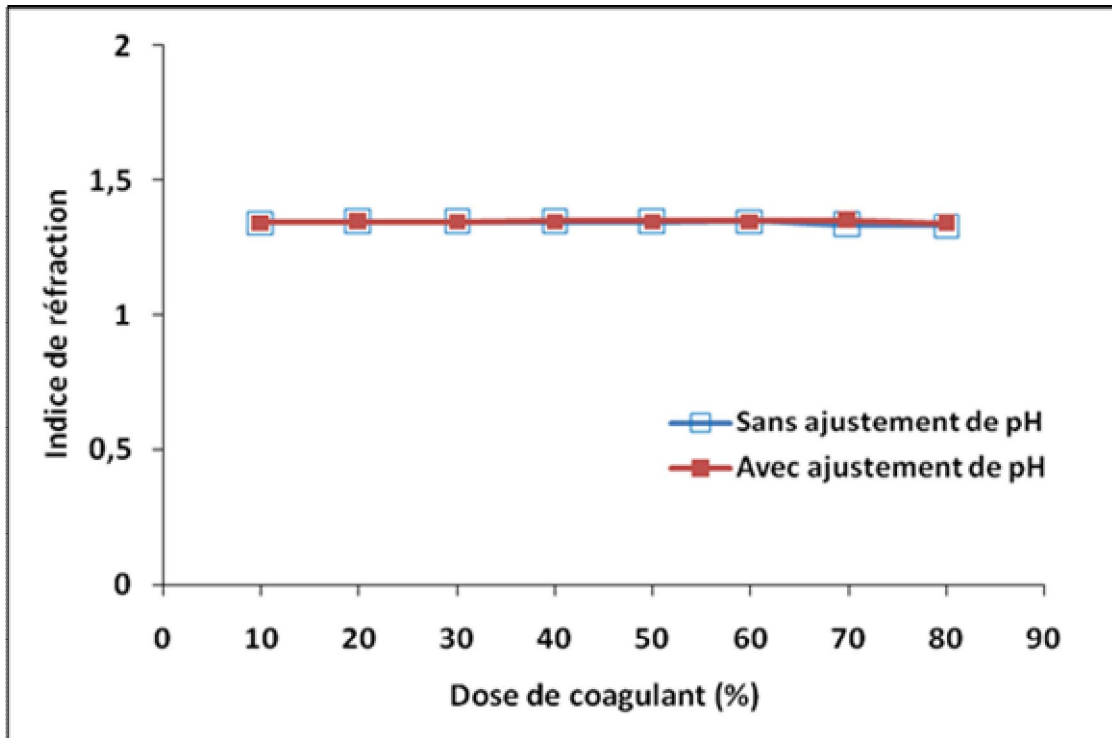
D'après la figure 2, nous constatons que dans le cas d'ajustement du pH de la solution d'alimentation ; les valeurs de pH du lixiviat traité sont légèrement basiques pour toutes les concentrations de coagulant utilisées ; elles sont comprises entre 7,5 et 8,7 ce qui confirme que le mécanisme de floculation était stable [10]. En revanche, pour le lixiviat qui n'a pas subi d'ajustement du pH, les valeurs finales de pH après traitement varient entre 1,3 et 2,3. Ce résultat peut s'expliquer par la nature acide des coagulants ajoutés [11].



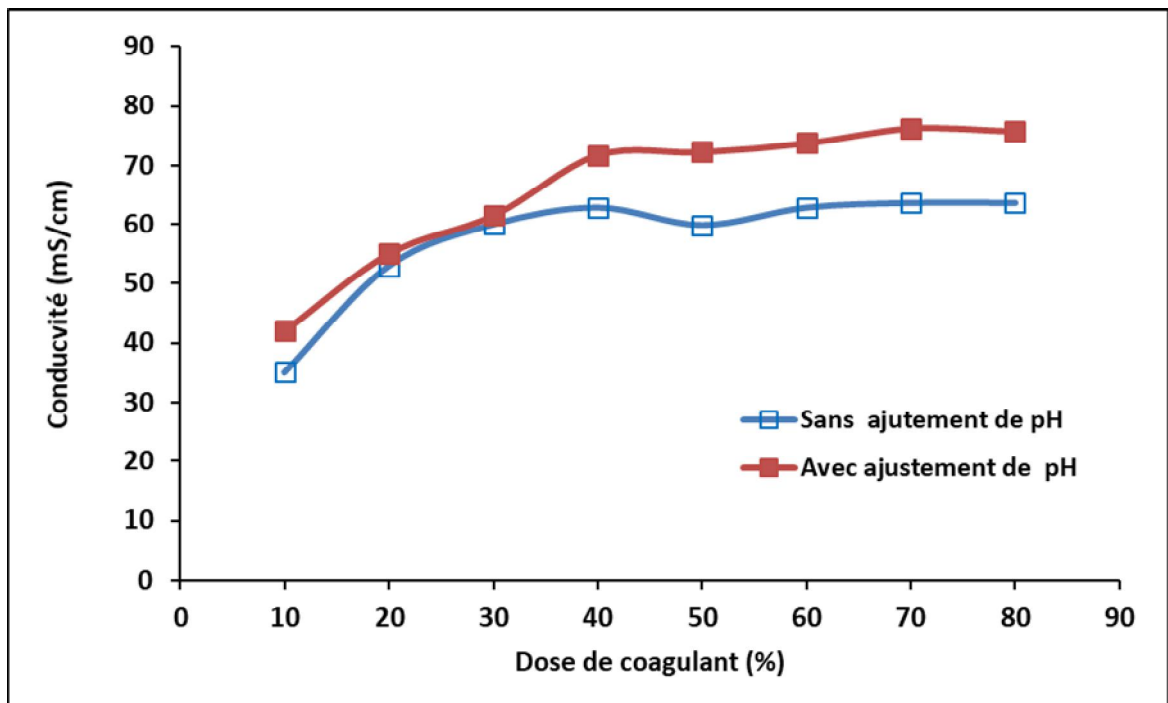
**Figure III.2. 2 :** Variation de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant  $\text{FeCl}_3$  pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant) ; pH du lixiviat brut = 8,16 ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.

En examinant les valeurs des indices de réfraction (Figure 3), il a été constaté que la différence entre les deux courbes est négligeable variant de 0,01% à 1,15%. Selon les valeurs mesurées l'indice de réfraction le plus élevé est obtenu à 40% de coagulant avec ajustement du pH, il est de l'ordre de 1,3473 cela est dû à l'ajout d'acide et / ou de base pour ajuster le milieu.

La même remarque peut être faite pour les résultats de la conductivité électrique pour les surnageants récupérés, les deux courbes sont presque confondues donc une différence très négligeable variant entre 2,44% et 17,11%. (Figure 4). Ces résultats sont parfaitement en accord avec ceux de l'indice de réfraction qui montre que les surnageants sont chargés presque de la même composition qui s'est reflétée par des valeurs proches en termes de conductivité et d'indice de réfraction.



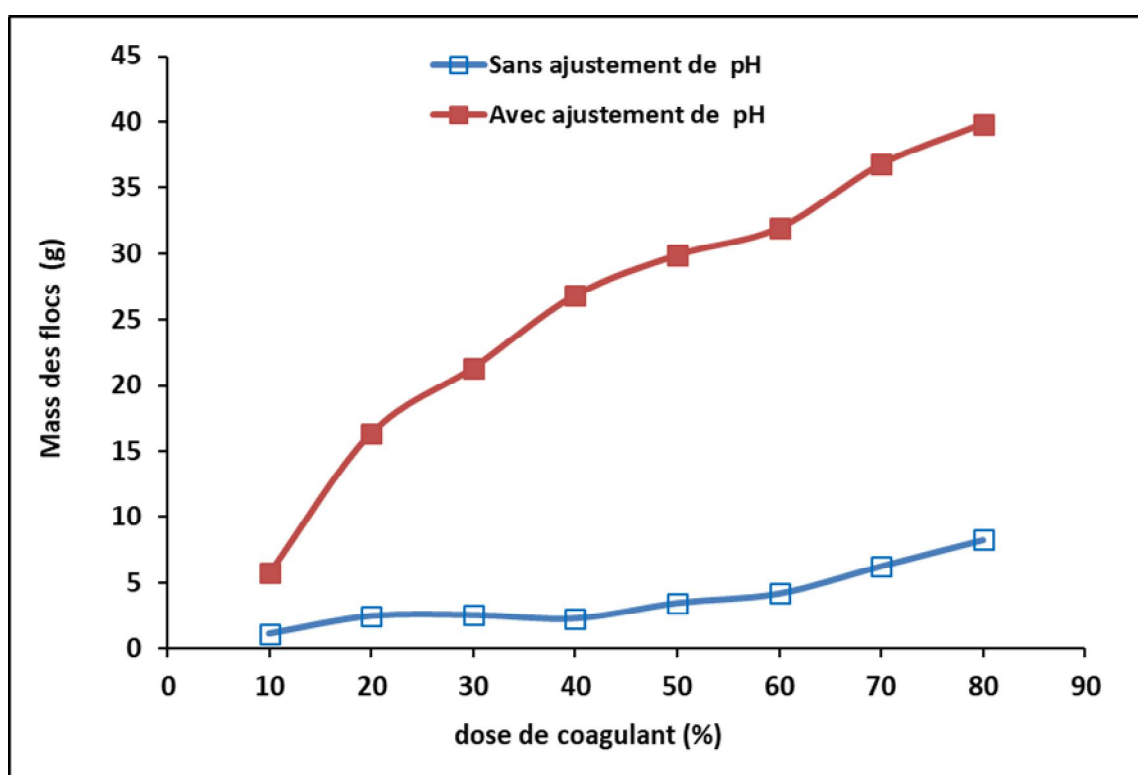
**Figure III.2.3:** Variation de l'indice de réfraction du surnageant en fonction de la dose de coagulant  $\text{FeCl}_3$  pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant) ; Indice de réfraction du lixiviat brut = 1,3405 ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.



**Figure III.2.4 :** Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant  $\text{FeCl}_3$  pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant) ;

Conductivité du lixiviat brut = 90,3 ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.

La figure 5 montre que le traitement des lixiviats bruts sans aucun ajustement de pH donne moins de boues (flocs) en les comparant à celui effectué avec un ajustement de pH pour toute la gamme de concentrations étudiées. Ce résultat est dû à l'apparition des flocs d'hydroxyde de fer suite à un pH favorable à leur formation ( $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$ ). Ces flocs augmentent en masse en augmentant la dose de coagulant ce qui conduit à une meilleure clarification des lixiviats avec une neutralisation maximale des particules colloïdales et une formation des boues [12]. Par conséquent, à partir de l'étude de ce paramètre, nous pouvons conclure que l'ajustement de pH du lixiviat avant et après l'ajout de coagulant est très intéressant pour avoir une meilleure clarté des surnageants.



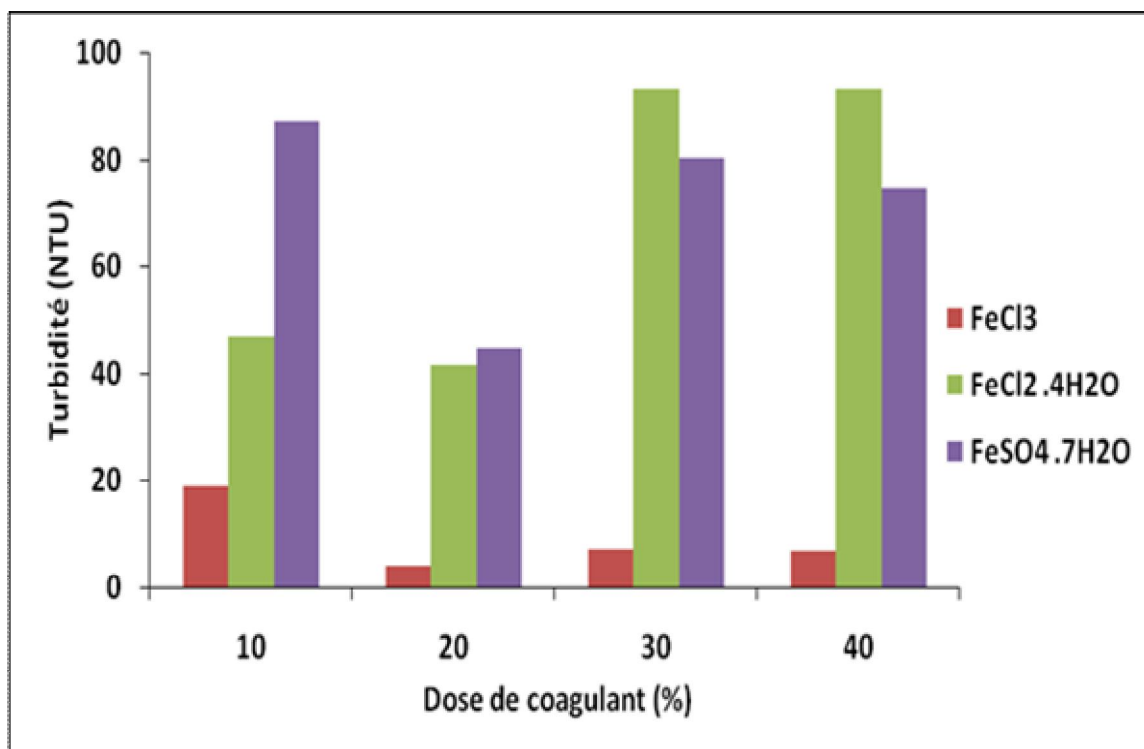
**Figure III.2.5 :** Variation de la masse des flocs en fonction de la dose de coagulant  $\text{FeCl}_3$  pour deux cas : sans ajustement de pH du lixiviat et avec ajustement de pH du lixiviat (à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant) ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.

### 3.2. Effet de la concentration et la nature d'agent coagulant

Dans l'étude de ce paramètre, le pH des lixiviats bruts ont été ajustés à  $3,5 \pm 0,2$  avant l'ajout de coagulant et à  $7,5 \pm 0,2$  après l'ajout de coagulant.

La clarification optimale de la solution de lixiviat est obtenue pour une dose de 20% pour les trois coagulants choisis ; d'où des turbidités finales égales à 4,09 NTU (soit une

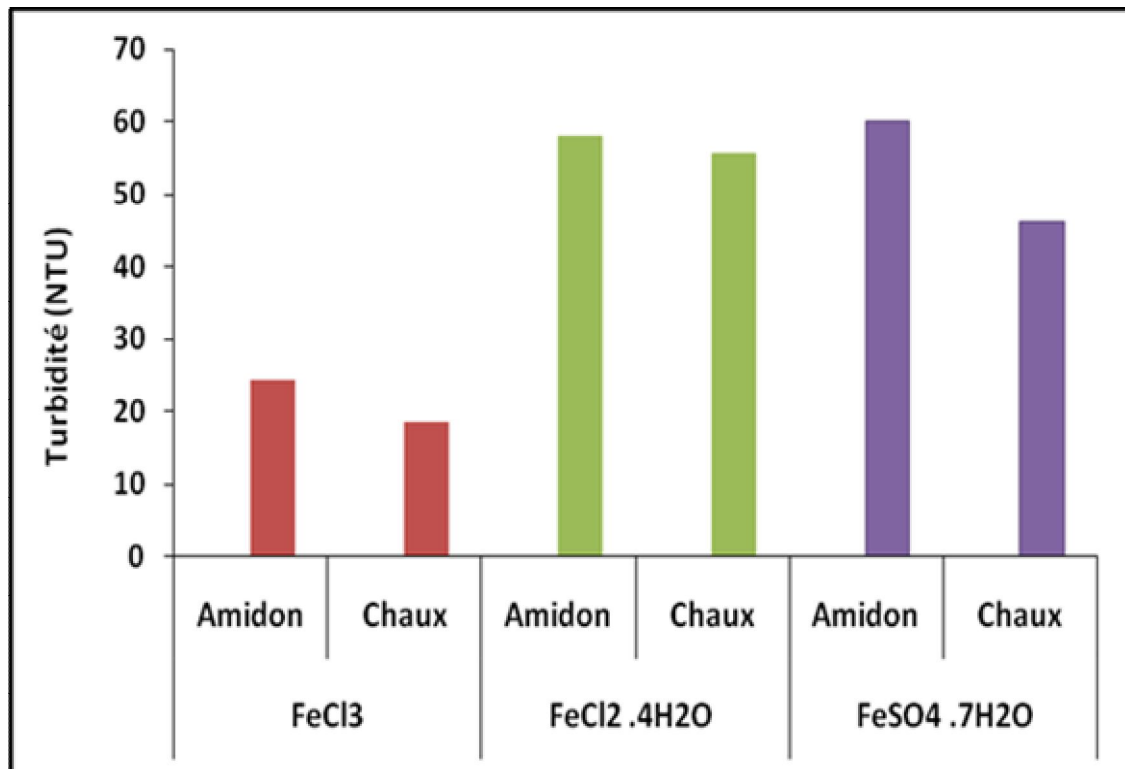
baisse de 95,7%), 41,5 NTU (soit une baisse de 56,4%) et 44,7 NTU (soit une baisse de 53,1%) pour  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  et  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  respectivement (Figure 6).



**Figure III.2.6 :** Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant. Le lixiviat a été ajusté à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min.

### 3. Effet de l'addition d'un agent flocculant

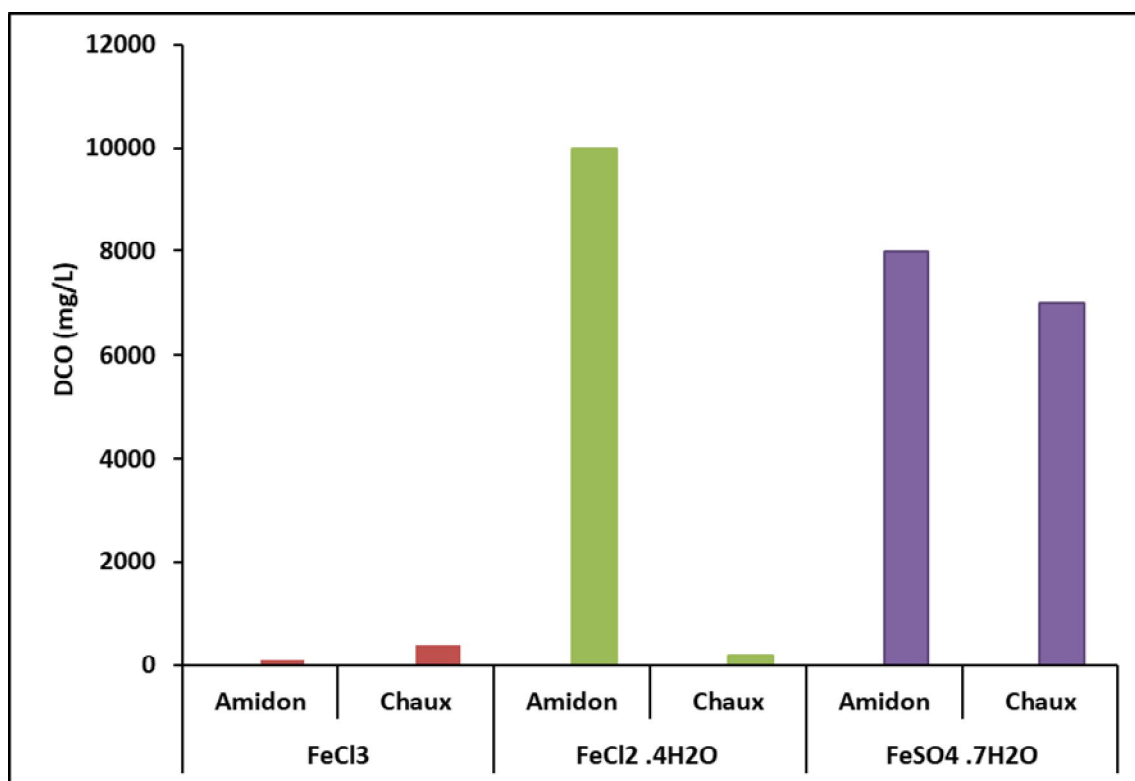
L'effet de l'ajout d'un flocculant a été étudié en suivant certaines analyses, à savoir la turbidité, la DCO et la  $\text{DBO}_5$ . La figure 7 donne les valeurs de turbidité des surnageants résultant d'un traitement des lixiviats par procédé de coagulation-floculation. On voit clairement que les valeurs de turbidité sont plus faibles en présence de chaux qu'en présence d'amidon quel que soit le coagulant utilisé. Cela peut s'expliquer par les propriétés alcalines de la chaux qui assurent un pH basique favorable à la formation des floccs et provoquant leur dépôt ce qui permet une meilleure clarification des lixiviats. Le  $\text{CaO}$  a été prouvé dans la littérature qui a aidé à agréger les particules colloïdales [13]. Les décroissances les plus élevées dans la turbidité sont obtenues avec un traitement effectué avec la chaux (chute d'environ 80%) et avec l'amidon (chute d'environ 74%) et ce en présence de chlorure ferrique.



**Figure III.2.7 :** Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la nature du flocculant (amidon ou chaux) et en présence de coagulant ( $\text{FeCl}_3$  ou  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  ou  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant ; Turbidité du lixiviat brut = 95,2 NTU ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation) ; Dose de flocculant = 20%.

La figure 8 montre les résultats de la DCO, il a été observé que l'amidon assure une meilleure élimination des matières dissoutes en présence de chlorure ferrique donnant la plus forte baisse soit 99,4% (DCO finale = 91,2 mg/L) contrairement à la chaux qui s'est avérée meilleure que l'amidon en présence de chlorure ferreux, soit une baisse de 98,7% (DCO finale = 200 mg/L) et aussi en présence de sulfate ferreux, soit une baisse de 53,3% (DCO Finale = 7000 mg/L). La réduction de la DCO peut être attribuée à l'adsorption de polluants organiques et inorganiques sur les hydroxydes métalliques impliquant des forces de Van Der Waals ou des liaisons hydrogène [11,14, 15].

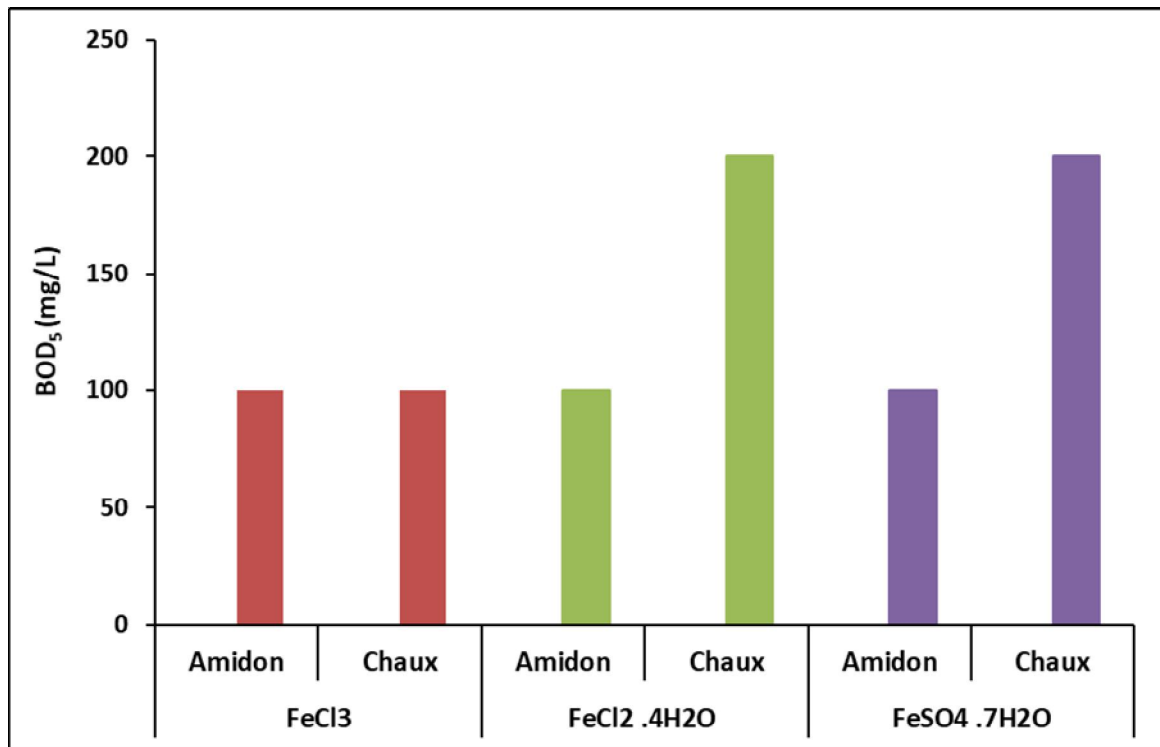
En effet, il apparaît également que l'effet de flocculant dépend de la nature d'agent coagulant. Dans le cas du chlorure ferrique, l'amidon qui est un flocculant organique semble un bon candidat pour établir le lien entre les floccs que la chaux [16, 17].



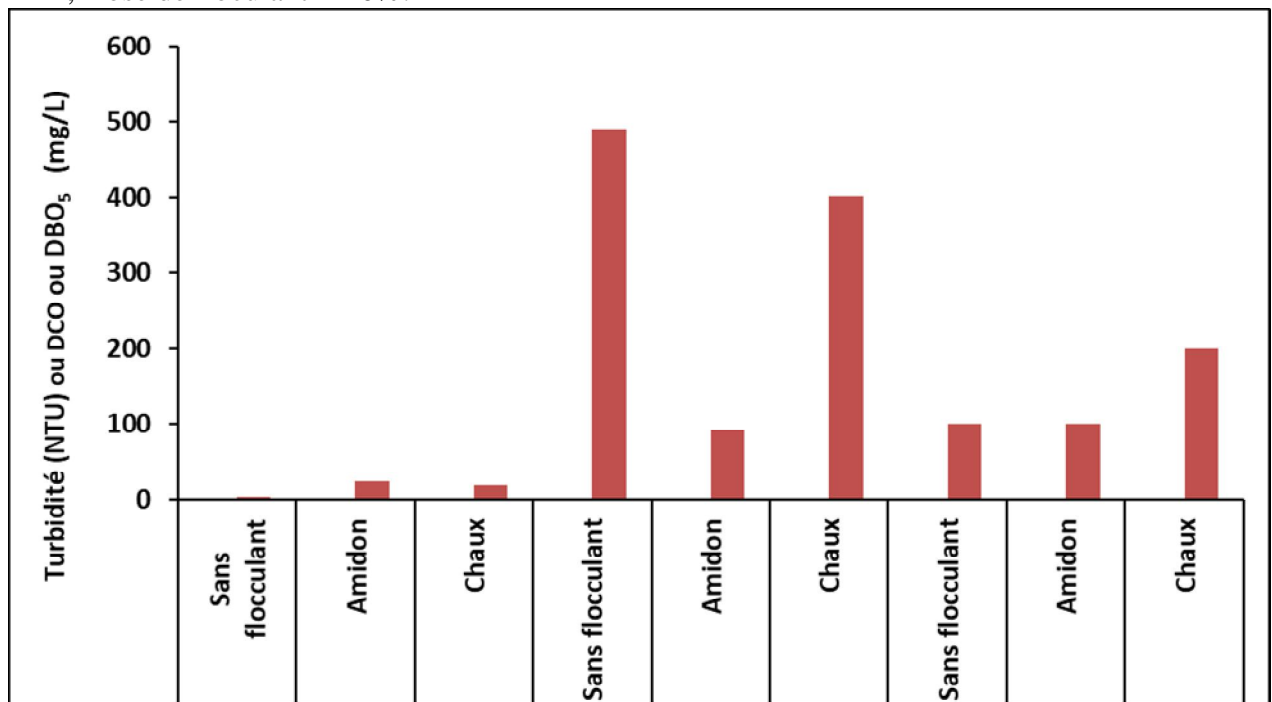
**Figure III.2.8 :** Variation de la DCO du surnageant en fonction de la nature du flocculant (Amidon ou Chaux) et en présence de coagulant ( $\text{FeCl}_3$  ou  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  ou  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à  $\text{pH} = 3,5 \pm 0,2$  avant ajout de coagulant et à  $\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$  après ajout de coagulant. DCO de lixiviat brut > 15000 mg / L ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min. Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation). Dose de flocculant = 20%.

En ce qui concerne les mesures de la  $\text{DBO}_5$  (Figure 9), l'amidon s'est avéré efficace quel que soit le coagulant utilisé ; le degré d'abattement de la  $\text{DBO}_5$  est de 85,7% (une  $\text{DBO}_5$  finale = 100mg/L). La chaux s'est également avérée bonne pour l'élimination de la matière organique, donnant une réduction de 85,7% dans la  $\text{DBO}_5$  avec du chlorure ferrique et de 71% avec du chlorure ferreux ou du sulfate ferreux. Ce résultat est en accord avec les recherches effectuées dans le domaine du traitement de l'eau [18,19].

La figure 10 résume les résultats obtenus à la suite d'un traitement des lixiviats effectué avec du chlorure ferrique sans ajout de flocculant et avec ajout d'amidon ou de chaux comme flocculant. Il semble que l'ajout du flocculant n'améliore pas la clarté des surnageants en termes de particules colloïdales. Cependant, la présence de flocculant joue un rôle important dans l'élimination des matières dissoutes, en particulier le polymère d'amidon qui présentait une efficacité d'élimination élevée pour la DCO et la  $\text{DBO}_5$  [20, 21].



**Figure III.2.9 :** Variation de DBO<sub>5</sub> du surnageant en fonction de la nature du flocculant (amidon ou chaux) et en présence de coagulant (FeCl<sub>3</sub> ou FeCl<sub>2</sub>.4H<sub>2</sub>O ou FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à pH = 3,5 ± 0,2 avant ajout de coagulant et à pH = 7,5 ± 0,2 après ajout de coagulant. DBO<sub>5</sub> de lixiviat brut = 700 mg / L ; Vitesse d'agitation = 400 tr / min ; Dose de flocculant = 20%.



**Figure III.2.10 :** Effet de l'addition de flocculant sur le traitement des lixiviats effectué par le coagulant chlorure ferrique (FeCl<sub>3</sub>) à 20%. Le lixiviat a été ajusté à pH = 3,5 ± 0,2 avant ajout de coagulant et à pH = 7,5 ± 0,2 après l'ajout de coagulant. Lixiviat brut : Turbidité = 95,2 NTU, DCO > 15000 mg / L et DBO<sub>5</sub> = 700 mg / L. Vitesse d'agitation = 400 tr / min; Temps d'agitation = 15 min (coagulation ou floculation). Dose de flocculant = 20%.

**Conclusion**

L'efficacité du procédé a été évaluée en termes de turbidité, pH final des surnageants, indice de réfraction, conductivité électrique, production de boues, demande chimique en oxygène (DCO) et demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>).

L'ajustement du pH du milieu a révélé une meilleure élimination des polluants où un pH acide est favorable pour la neutralisation des particules colloïdales et un pH basique favorise la formation des floes (hydroxydes métalliques). L'efficacité du traitement dépend fortement de la nature et de la dose du coagulant. Il a été constaté que 20% de chlorure ferrique FeCl<sub>3</sub> avec un ajustement de pH du lixiviat peut réduire considérablement la turbidité à environ 95,7%.

La combinaison d'amidon avec le chlorure ferrique a montré une grande efficacité dans la réduction de la pollution organique et l'amélioration de l'aspect visuel par rapport à la chaux (une réduction de 99,4% dans la DCO et de 85,7% dans la DBO<sub>5</sub>).

Enfin, cette étude ouvre la voie à de futures recherches dans le domaine du traitement des lixiviats des déchets d'enfouissement par le processus de coagulation-floculation et d'autres études expérimentales sont recommandées pour une meilleure compréhension des mécanismes impliqués.

## References bibliographiques

- [1] Fatta, D.; Papadopoulos, A.; Loizidou, M. (1999) A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 21 (2): 175-190.
- [2] Suman, M.; Khaiwal, R.; Dahiya, R.P.; Chandra, A. (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 435-456
- [3] Jinghuan, L.; Guangren, Q.; Jianyong, L.; Zhi Ping, X. (2015) Anaerobic methanogenesis of fresh leachate from municipal solid waste: A brief review on current progress. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49: 21-28
- [4] Majdy, I., Cherkaoui, E., Nounah, A., Khamar, M. (2015) The physico-chemical treatment by coagulation flocculation of wastewater discharges from the City of Sale. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (3): 834-839.
- [5] Sanphoti, N.; Towprayoon, S.; Chaiprasert, P.; Nopharatana, A. (2006) The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and wasted composition in a simulated tropical landfill. *Journal of Environmental Management*, 81 (1): 27-35.
- [6] Wang, S.; Guo, Y.; Chen, C.; Zhang, J.; Gong, Y.; Wang, Y. (2011) Supercritical water oxidation of landfill leachate. *Journal of Waste Management*, 31 (9-10): 2027-2035.
- [7] Önen, V.; Göçer, M.; Taner, H.A. (2018) Effect of coagulants and flocculants on dewatering of kaolin suspensions. *Journal of Engineering Science*, 7 (1): 297-305.
- [8] Souabi S., Touzar K., Chtioui H., Khalil F., Digua Kh., Tahiri M. (2010) *Déchets, Sciences et Techniques* n°58 .
- [9] Eaton A.D., Clescen L.S., Greenberg A.E., (editors). American Public Health Association Washington D.C., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. ed.
- [10] Bouranene, S.; Sedira, N.; Fievet, P.; Attia, N. (2015) Treatment of paint wastewater by coagulation process, Filtration + Separation *Elsevier science*, 52 (4): 42-45.
- [11] Djeflal, K.; Bouranene, S.; Fievet, P.; Déon, S.; Ghied, A. (2019) Treatment of controlled discharge leachate by coagulation-flocculation: influence of operational

conditions. *Separation Science and Technology*,  
<https://doi.org/10.1080/01496395.2019.1708114>

- [12] Monette, F. ; Brière, F.G. ; Létourneau, M. ; Duchesne, M. ; Hausler, R. (2000) Traitement des eaux usées par coagulation–floculation avec recirculation des boues chimiques: Performance générale et stabilité du procédé. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27 (4): 702–718.
- [13] Barrington, S.F.; Kaoser, S.; Shin, M.; Gélinas, J.B. (2004) Precipitating swine manure phosphorous using fine limestone. *Canadian Biosystems Engineering*, 46: 1-6.
- [14] Achour, S. ; Guesbaya, N. (2005) Coagulation-floculation par le sulfate d’aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques (Coagulation-floculation by aluminium sulphate of phenolic organic compounds and humic substances). *Larhyss Journal*. 4: 153–168.
- [15] Wais-mossa, M.T. ; Mazet, M. (1991) Adsorption d’acides humiques sur floes d’hydroxydes d’aluminium: Influence de la taille des floes et du sel d’aluminium (Adsorption of Humic Acids on Floes of Aluminium Hydroxides: Influence of Floc Size and Aluminium Salt). *Environment Technology*, 12 (1): 51–58.
- [16] Krentz, D.; Lohmann, C.; Schwarz, S.; Bratskaya, S.; Liebert ,T.; Laube, J.; Heinze, T.; Kulicke, W. (2006) Properties and flocculation efficiency of highly cationized starch derivatives. *Starch–Stärke*, 58:161-169.
- [17] Vandamme, D.; Foubert, I.; Boudewijn, M.; Koenraad, M. (2010) Flocculation of microalgae using cationic starch. *Journal of Applied Phycology*, 22 (4):525-530.
- [18] Zhang, S.; Zheng, H.; Tang, X.; Zhao, C.; Zheng, C.; Gao, B. (2020) Sterilization by flocculants in drinking water treatment. [\*Chemical Engineering Journal\*, 382:122961](#)
- [19] Wei, H.; Ren, J.; Li, A.; Yang, H. (2018) Sludge dewaterability of a starch-based flocculant and its combined usage with ferric chloride. *Chemical Engineering Journal*, 349: 737-747.
- [20] Teh ,C.Y.; Wu, T.Y.; Juan, J.C. (2014) Potential use of rice starch in coagulation-flocculation process of agro-industrial wastewater: treatment performance and floes characterization. *Ecological Engineering*, 71: 509-519

- [21] Fersi, C.; Ben Gamra, A.; Bozrati, H.; Gorgi, C.; Irmani, A. (2018) Characterizing the performance of coagulation-flocculation using natural coagulants as pretreatment of tannery wastewater. *Journal of Materials Environmental Science*, 9 (8): 2379-2386.

*Conclusion générale*

### Conclusion générale

Les lixiviats sont reconnus comme étant une matrice complexe et chargée en polluants et doivent être traités avant leur rejet final dans les eaux réceptrices. Le lixiviat comprend une masse de composants organiques et inorganiques différents qui peuvent être dissous ou suspendus. Indépendamment de la nature des composants, il pose un problème de pollution potentiel sur les terrains locaux et les eaux de surface et souterraines.

L'optimisation du processus de coagulation-floculation pour le traitement des lixiviats du centre d'enfouissement est étudiée à travers la variation de plusieurs paramètres opérationnels en présence des coagulants à base de fer.

Pour ce faire plusieurs analyses ont fait l'objet d'un paramètre de contrôle et de suivi de degré de clarté des lixiviats traités au cours de cette étude. Ces analyses globalement s'entourent d'une part sur des mesures physicochimiques tels que la turbidité, l'indice de réfraction, le pH final de lixiviat, la conductivité électrique, les matières en suspension (MES), le titre hydrotimétrique TH, le titre alcalimétrique (TA), le titre alcalimétrique complet (TAC), les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et d'autres part sur des mesures biochimiques tels que la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène ( $\text{DBO}_5$ ).

Il a été constaté dans cette étude bibliographique à travers des travaux de recherche que 20% de chlorure ferrique  $\text{FeCl}_3$  avec un ajustement de pH du lixiviat peut réduire considérablement la turbidité à environ 95,7%. La combinaison d'amidon avec du chlorure ferrique a montré une grande efficacité dans la réduction de la pollution organique et l'amélioration de l'aspect visuel par rapport à la chaux (une réduction de 99,4% de DCO et 85,7% de  $\text{DBO}_5$ ). L'efficacité de la coagulation semble dépendre à la fois de l'état de valence du fer et de type d'anion auquel est lié. D'autres études expérimentales sont nécessaires pour une meilleure compréhension de la spécification exacte de ces ions, et les mécanismes qui gouvernent en leur présence