

N° d'ordre

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

Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
FACULTE DES SCIENCES



Domaine

Science de la matière

Mémoire de Master

Option

Chimie de l'Environnement

Thème

Traitements physico-chimiques et biologiques des lixiviats
de décharge

Présenté par :

M : BOURAS Abde Rafik

M : BOUDEHIR Nassim

Soutenu le 15/09/2016 devant les membres du jury composés par :

Mme FERRAG Fatiha	MCB	UMMTO	Présidente.
M LATEB Yacine	MAA	UMMTO	Examineur.
Mlle CHEIKH Assira	MCB	UMMTO	Examinatrice.
Mlle ALI Oumessaad	MAA	UMMTO	Promotrice.

2015/2016

Dédicaces

Il existe dans le monde des êtres chers, à qui nous leur devons presque tout, et qui comptent beaucoup pour nous ; et rien ne pourrait être accompli pour leur rendre tout ce qu'ils nous ont apporté dans la vie.

Je voudrais dédier ce modeste travail à :

A ma mère, toujours présente, toujours de bonne humeur, disponible et attentive. Toi Qui m'a toujours soutenu dans les moments critiques auxquels j'ai été confronté. Ce travail est sans doute le résultat de ton encouragement pour continuer mes études. Que Dieu t'accorde longue vie et santé pour que tu sois heureuse et très fière de moi ;

A mon père, qui n'a jamais cessé de croire en moi. Toi qui a sacrifié et souffert les plus belles années de ta vie pour me voir un jour réussir. Je prie Allah pour qu'il vous garde et protège ;

A mon cher frère ELHOUARI ;

A ma chère sœur HANANE et son mari DJAMEL ;

A mes adorables neveux ANIS et CHAKIB et à ma nièce RYM.

A toute ma grande famille ;

A tous mes amis sans exception ;

A ceux qui m'ont aidé à comprendre,

Sans vous tous, ma vie serait sans couleurs ...

Enfin, Je rends grâce à Allah le Tout-Puissant de m'avoir donné la santé, le courage et la force pour mener ce travail à bout.

Rafik

Dédicaces

A mes très chers parents qui je remercie énormément pour leurs soutiens et leur sacrifice et encouragement durant toutes ces années.

A mes frères : HAFID, MOHAMED, ABDE ELRAHMANE.

A toute ma grande famille.

A tous mes amis.

Nassim

Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire de Master Chimie de l'Environnement de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou,

On remercie Mme FERRAG Fatima Maître conférence (B) à l'Université de Tizi Ouzou, pour l'honneur qu'elle nous fait en acceptant de présider le jury de notre soutenance.

Nos remerciements s'adressent également à Mr LATÈB Yacine, Maître Assistant (A) à l'Université de Tizi Ouzou, pour l'intérêt qu'il a porté à notre travail et pour avoir accepté de l'examiner.

On remercie Mlle CHIKH Assira, Maître Conférence (B) à l'Université de Tizi Ouzou, pour l'honneur qu'elle nous fait en acceptant d'examiner notre travail mémoire de fin d'étude.

On tient à remercier vivement notre promotrice Mlle ALI Oumessad Maître Assistante (A) à l'Université de Tizi Ouzou qui nous a proposé ce sujet de recherche si passionnant et intéressant, et à qui on témoigne notre profonde reconnaissance pour le suivi constant, ses suggestions pertinentes dans la recherche, sa rigueur pour le travail bien fait et les conseils dont on a pu bénéficier au cours de ce travail. On ne la remerciera jamais assez pour ses différentes orientations.

On remercie les responsables du Centre d'Enfouissement Technique de Corso pour nous avoir permis de prélever nos échantillons.

Nous n'oublions pas de remercier les ingénieurs du laboratoire chimie de l'environnement, chimie physique et chimie pharmaceutique de notre département (Rabea, Kamélia, Dahbia, fazia), qui nous ont apporté une aide précieuse. Nous leur exprimons ici, notre profonde gratitude et notre reconnaissance éternelle. Nos remerciements vont également à tous nos enseignants du département de Chimie de l'UMMTO.

Enfin, merci à toute personne ayant contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, et qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

SOMMAIRE

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale 1

Première partie : Etude bibliographique

Chapitre I : Notion de déchets solides et leur mise en décharge

I.1. Définition des déchets solides	3
I.2. Nature et Classification des déchets	3
I.2.1. Nature des déchets	3
I.2.2. Classification des déchets	4
I.3. Les différents types de décharge	6
I.3.1 Les décharges sauvages non réglementées	6
I.3.2 les décharges réglementées	6
I.3.2.1 Définition d'un Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T)	6
I.3.2.2. Objectifs d'un Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T)	7
I.4. Présentation De site d'étude	7
I.4.1. Objectif Du CET De Corso	9
I.5. Caractéristiques Des Déchets De CET De Corso	10
I.5.1 Nature Des Déchets Autorisés	10
I.5.2 Composition Des Déchets	10
I.6. Aménagement Du Casier Et Dignes Au Niveau Du CET De Corso	11
I.6.1 Pont-bascule et poste de contrôle	11
I.6.2. Centre De Tri	11
I.6.3. Casiers	12
I.6.4. Réseau de captage du biogaz	14
I.6.5. Géo-membrane	15
I.6.6. Couverture Finale	16

I.7. Gestion Des Effluents Au Niveau Du Site	16
I.7.1. Réseau De Drainage Des Lixiviats	16
I.7.2. Bassin De Stockage Des Lixiviats	17
I.7.3. Station Du Traitement Des Lixiviats	17

Chapitre II : Lixiviat : Caractéristiques, Composition, et Traitements

II.1. Définition	19
II.2. Composition du lixiviat	19
II.2.1 Les principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat	20
II.2.2. Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat	20
II.3. Type des lixiviats	21
II.3.1. Les lixiviats jeunes	21
II.3.2. Les lixiviats intermédiaires	22
II.3.3. Les lixiviats stabilisés	22
II.4. Le biogaz	23
II.5. Impact des lixiviats sur l'environnement	23
II.5.1. La pollution hydrique	23
II.6. Procédés de Traitement des lixiviats	23
II.6.1. Procédés biologiques	24
II.6.1.1. Principe de l'épuration biologique aérobie	24
II.6.1.2. Les paramètres influençant les procédés biologique.....	25
II.6.1.3. Procédés a cultures libre	25
II.6.1.3.1. Procédé on mode discontinue (batch process).....	27
II.6.2. Procédés physico-chimiques	27
II.6.2.1. L'adsorption	27
II.6.2.2. Coagulation Flocculation	28
a) La coagulation	29
b) La flocculation.....	30
c) Facteurs influencent la coagulation flocculation.....	30
II.6.2.3. Traitements membranaires	32
II.6.3. Combinaisons de traitements (couplage).....	32
II.7. Traitement des boues	33
II.8. Lixiviat en station d'épuration urbaine	34

Deuxième partie : Etude expérimentale

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1. Echantillonnages	36
III.1.1. Récupération des lixiviats	36
III.1.2. Conservation des lixiviats	36
III.1.3. Caractérisation du lixiviat	36
III.1.4. Procédés de traitement des lixiviats	37
III.1.4.1. Traitement physico-chimique (coagulation-floculation)	37
a. Réactifs	37
b. Appareillages	38
c. Mode opératoire	38
III.1.4.2. Traitement biologique (mode discontinu)	39
a. Matériels biologique	39
b. Traitements proprement dit	39
c. Dispositif expérimentale.....	39
III.1.4.3. Filtre à sable	40
III.1.4.4. Charbon actif	40
III.1.4.5. Valorisation de la boue	41
1. Méthode de préparation du charbon actif	41
a. Activation chimique	41
b. Carbonisation.....	42

Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1. Compositions des lixiviats de CET de Corso.....	43
IV.2. Discussion des paramètres	44
IV.3. Traitement des lixiviats de C.E.T de Corso	46
IV.3.1. Traitement par coagulation floculation.	47
IV.3.1.1. Etape de Coagulation (1 ^{er} méthode)	47
a. Optimisation de la dose du coagulant $FeCl_3$	47
b. Optimisation de pH de la dose du coagulant $FeCl_3$	48
c. Optimisation de la dose du Coagulant $Al_2(SO_4)_3$	49
d. Optimisation de pH de la dose du Coagulant $Al_2(SO_4)_3$	50
e. Comparaison entre les deux coagulants	50

IV.3.1.2. Etape de la Coagulation-Floculation (1 ^{er} méthode)	52
a. Optimisation de la dose du Flocculant « Alginate » du Coagulant $AL_2(SO_4)_3$	52
b. Optimisation de la dose du Flocculant « alginate » du Coagulant $FeCl_3$	53
c. Comparaison entre les deux traitements de Coagulation-Floculation	54
IV.3.1.3. Etape de Coagulation (2 ^{em} méthode)	54
a. Optimisation de la dose du Coagulant $FeCl_3$	55
b. Optimisation de la dose du Coagulant $AL_2(SO_4)_3$	56
c. Comparaison entre les Coagulants	57
IV.3.1.4. Etape de la Coagulation-Floculation (2 ^{em} méthode)	57
a. Optimisation de la dose du Flocculant « alginate » du Coagulant $FeCl_3$	57
b. Optimisation de la dose du Flocculant « alginate » du Coagulant $AL_2(SO_4)_3$	59
c. Comparaison entre les deux traitements de Coagulation-Floculation	59
IV.3.1.5. Comparaison entre les deux méthodes de Coagulation-Floculation	60
IV.2. Traitement biologique par bioréacteur en discontinu (batch process)	62
IV.3.2.1. Étude de l'effet de volume du lixiviat sur la biodégradation	63
1. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 1)	63
2. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement des bioréacteurs (Bio-lix 2, Bio-lix 3 et Bio-lix4)	64
3. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 5)	66
IV.3.2.2. Comparaison entre les différents traitements par bioréacteurs	67
IV.3.3. Traitement complémentaire (couplage de traitements)	69
IV.3.3.1. Traitement en station d'épuration urbaine	69
1. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 6)	70
2. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 7)	70
IV.3.3.2. Filtre à sable	71
IV.3.3.3. La filtration sur charbon actif	73
IV.3.3.4. Filtration sur charbon actif (valorisation de boue)	76
IV.4. Traitement par aération intensif	77
Conclusion générale	79

Référence bibliographique

Annexe

Liste des figures

Chapitre I

Figure I.1 : Extrait de la carte topographique de la commune de corso	8
Figure I.2 : Vue d'ensembles de C.E.T Corso	9
Figure I.3 : Poste de contrôle et pont-bascule	11
Figure I.4 : Centre de tri du CET de Corso	12
Figure I.5 : Casier du CET de corso	13
Figure I.6 : Casier en service	13
Figure I.7 : Pui de captage du biogaz	14
Figure I.8 : Mise et soudure de la géo membrane et de la Géotextile	15
Figure I.9 : Géo-membranes, Géotextile et Gravier étanchéité.....	16
Figure I.10 : Conduite de drainage des lixiviats	16
Figure I.11 : Bassin de stockage des lixiviats du C.E.T de corso	17
Figure I.12 : Station mobile de traitement des lixiviats	17
Figure I.13 : Schéma descriptif de l'unité de Corso.....	18

Chapitre II

Figure II.1 : Schéma simplifié du procédé biologique.....	26
Figure II.2 : Les différents modes de fonctionnement des réacteurs biologiques.....	26
Figure II.3 : Schéma de fonctionnement du bioréacteur discontinu	27
Figure II.4 : Temps de décantation des particules	29
Figure II.5 : Coagulation floculation	30

Chapitre III

Figure III.1 : Point de prélèvement de notre échantillon dans le bassin de lixiviat de centre d'Enfouissement Technique de CORSO	36
Figure III.2 : Description de dispositif expérimental (jar test)	39
Figure III.3 : Bioréacteur	40
Figure III.4 : Montage de filtre à sable et de charbon actif	41
Figure III.5 : Image de dispositif expérimental	42

Chapitre IV

Figure IV.1 : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant FeCl_3	47
Figure IV.2 : Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulant FeCl_3	48
Figure IV.3 : Variation de la DCO et la masse de boue en fonction des doses du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	49
Figure IV.4 : Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	50
Figure IV.5 : Comparaison entre les deux coagulants par rapport au différent dose.....	51
Figure IV.6 : Comparaison entre les deux coagulants	51
Figure IV.7 : Variation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium	52
Figure IV.8 : Photo de traitement de lixiviat par flocculant « alginate » du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	53
Figure IV.9 : Valorisation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium.....	53
Figure IV.10 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium.....	54
Figure IV.11 : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant FeCl_3	55
Figure IV.12 : Optimisation de DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	56
Figure IV.13 : Comparaison entre les coagulants	57
Figure IV.14 : Valorisation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium.....	58
Figure IV.15 : Photo de traitement de lixiviat par flocculant « alginate » du coagulant FeCl_3	58
Figure IV.16 : Valorisation de la DCO et Boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium.....	59
Figure IV.17 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium	60
Figure IV.18 : Comparaison entre les deux méthodes de coagulation-floculation par rapport à leur rendement.....	61
Figure IV.19 : Cinétiques d'abattement de la DCO dans le bioréacteur (Bio-lix 1).....	63

Figure IV.20 : Evolution de la DCO au cours du traitement des bioréacteurs (Bio-lix 2, Bio-lix3 et Bio-lix 4).....	65
Figure IV.21 : Rendements d'abattement de la DCO pour les trois bioréacteurs Bio-lix 2, Bio-lix 3 et Bio-lix 4.....	66
Figure IV.22 : Cinétiques d'abattement de la DCO dans le bioréacteur (Bio-lix 5).....	67
Figure IV.23 : Comparaison entre les trois traitements par bioréacteurs par rapport à leur rendement.....	68
Figure IV.24 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps	70
Figure IV.25 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps	71
Figure IV.26 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps	72
Figure IV.27 : La couleur de lixiviat avant et après traitement par filtre à sable.....	73
Figure IV.28 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps	74
Figure IV.29 : La Couleur de lixiviat avant et après filtration sur charbon actif.....	74
Figure IV.30 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps	75
Figure IV.31 : Evolution d'élimination de la DCO en fonction du temps	76
Figure IV.32 : Photo de montage expérimental	77
Figure IV.33 : Effet de l'aération intensive des lixiviats sur l'abattement de la DCO	77

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I.1 : Classification des déchets 5

Tableau I.2 : Caractérisations des déchets de Corso 10

Chapitre II

Tableau II.1 : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères 21

Tableau II.2 : Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge 22

Tableau II.3 : Efficacité de certains traitements uniques et combinés 33

Chapitre III

Tableau III.1 : Principe et référence des méthodes d'analyse 37

Chapitre IV

Tableau IV.1 : Caractérisation de lixiviat de C.E.T de Corso au niveau de bassin 43

Tableau IV.2 : Bioréacteurs et leurs compositions 62

Tableau IV.3 : Les valeurs de MES et MVS des différents bioréacteurs 63

Tableau IV.4 : Le nom et la composition des différents bioréacteurs 69

Liste d'abréviation

C.E.T: Centre d'Enfouissement Technique.

CSD: Centre de Stockage de Déchets.

AGV: Acide gras volatils.

CH₄: Méthane.

CO₂: Dioxyde de carbone.

DIB : Déchets industriels banals.

PME : Petites et moyennes entreprises.

PET : polyéthylène téréphtalate.

PEHD : Polyéthylène haute densité.

PVC: Polychlorure de vinyle.

EPDM: Ethylène propylène diène monomère.

ha: hectare

Km: kilomètre.

m: mètre.

mm: millimètre.

µm: micromètre.

m³: mètre cube.

mg: milligramme.

h: heure.

L: litre.

min: minute.

Kg: kilogramme.

j: Jour.

°C: Degré Celsius.

pH: Potentiel d'hydrogène.

DCO: Demande Chimique en Oxygène (mg d'O₂/L).

DBO₅: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours (mg d'O₂/L).

MES: matière en suspension (mg/L).

Liste d'abréviation

MVS: matière volatile sèche.

MM: matière minérale.

Bio-lix: Bioréacteur au lixiviats de la décharge.

ml: millilitre

%: pour cent.

STEP: Station d'épuration des eaux usées urbaines.

O₂: Oxygène gazeux.

Al₂(SO₄)₃, nH₂O: Sulfate d'aluminium.

FeCl₃: Chlorure ferrique(CF).

CAG: Charbon actif granulaire.

CAP: Charbon actif en poudre.

AAG: Alumine activée granulaire.

OI : Osmose inverse.

UF : Ultrafiltration.

NF : Nano filtration.

La gestion rationnelle, saine et pérenne des déchets est l'un des défis majeurs que l'humanité est appelée à relever aujourd'hui et dans le futur. Avec une tendance de consommation toujours plus grande et plus diversifiée, la production de déchets ne cesse d'augmenter en quantité et en qualité engendrant ainsi d'énormes risques sur la santé publique et l'environnement. On estime la production mondiale à plus de 10 millions de tonnes déchets ménagers et encombrants par jour [1]. Cette situation est beaucoup plus préoccupante dans les pays en développement à cause de leur manque de moyens et de leur difficulté d'aborder la question avec une approche adaptée à leur contexte.

En Algérie, durant ces dernières années, les déchets ménagers et assimilés étaient très mal gérés. Leur gestion, relevant essentiellement des responsabilités de la commune, était souvent mal assurée, et leur stockage se faisait dans des décharges incontrôlées à ciel ouvert, et, mélangés à tous types de déchets sans aucun tri préalable. Ils étaient pendant des siècles une source importante de nuisances telles que les mauvaises odeurs, les contaminations des eaux souterraines et la dégradation du milieu récepteur. Face à cette situation alarmante, le ministère de l'environnement algérien, depuis sa création, est intervenu très rapidement, et ce, par l'institution et le lancement en 2003 d'un programme national de gestion intégrée des déchets municipaux (PROGDEM), qui a pour objectif principal, l'éradication de toutes les décharges sauvages existantes, l'organisation et l'amélioration de la collecte et l'élimination des déchets dans des endroits plus hygiéniques et normalisés. La mise en exécution de cette stratégie a permis la fermeture et la réhabilitation durant ces dix dernières années d'un nombre important de décharges sauvages. Les déchets ménagers et assimilés sont, actuellement, dirigés vers des sites de stockage spécifiques, appelés « Centres d'Enfouissement Techniques (C.E.T).

La décharge de Corso est un Centre d'Enfouissement Technique construit selon des normes d'hygiène et de protection de l'environnement, afin d'éliminer au mieux les déchets et d'éviter au maximum les nuisances qu'ils engendrent. Les nuisances directes étant écartées, les ordures ménagères peuvent encore atteindre et nuire à l'environnement et à la santé humaine en particulier. Une fois enfouis, les déchets continuent leur vie, créant ainsi d'autres nuisances, les plus importantes restent la production et le rejet de gaz issus de leur décomposition, soit en moyenne 150 à 250 m³ de gaz produits par la décomposition d'une tonne de déchets, dont 60% de CH₄ et 40% de CO₂, qui, s'ils ne sont pas recueillis, se retrouvent dans l'atmosphère [1]. L'autre souci majeur engendré par les C.E.T est celui des liquides produits lors de la décomposition des déchets, appelés lixiviats de décharges

(ces eaux, au fil du temps, se chargent en matières organiques et autres métaux lourds, ce qui en fait un vecteur de pollution les plus dangereux). Ces derniers font l'objet de notre étude notamment en ce qui concerne leurs caractérisations et leurs traitements.

En effet, cet effluent aqueux a un impact très lourd sur l'environnement : eaux (eaux de surface et souterraines), sols (migration des polluants organiques et minéraux), air (émission des gaz à effet de serre) et donc pollueur de l'écosystème naturel et humain.

La composition chimique de ce percolât, varie selon les saisons et sa localisation au sein de la décharge, ce qui explique les nombreuses variations dans sa constitution. Il en résulte que l'on ne peut envisager un procédé unique pour traiter ce lixiviat et de pouvoir le rejeter dans l'environnement sans conséquences néfastes pour ce dernier. Il est donc impossible d'établir un processus type pour n'importe quel lixiviat, voire des lixiviats d'une même décharge.

A partir de toutes ces constatations, des travaux d'analyses et de recherche ont été effectués au sein du laboratoire d'environnement de département chimie, pour remédier à cette problématique, où plusieurs traitements de lixiviat issu de décharge de corso (traitement physico-chimique, traitement biologique ainsi que leur couplage) ont été réalisés.

Pour cela, ce mémoire sera structuré comme suit :

La première partie est une revue bibliographique, elle comporte la synthèse des notions relatives aux déchets et leur mise en décharge, C.E.T de Corso et lixiviat et ses différents traitements.

La deuxième partie est consacrée à la description de la méthodologie appliquée pour l'élaboration dès l'installation des procédés de traitement, le matériel et les réactifs employés ainsi que les résultats obtenus et leurs interprétations.

Enfin ce manuscrit s'accompagne d'une conclusion synthétisant les principaux résultats obtenus à l'issue de cette étude où des perspectives seront suggérées.

Introduction

La protection de l'environnement devient de plus en plus une préoccupation collective. La gestion des déchets est quotidienne et touche chaque être humain tant sur le plan professionnel que familial.

Historiquement, la décharge sauvage a été la première destination des déchets. La méthode était sans conséquence car à cette époque, les déchets étaient biodégradables et inertes. Aujourd'hui, la quantité et la toxicité des déchets en hausse constante font de la gestion des déchets, un défi à la fois environnemental et économique.

I.1. Définition des déchets solides

Un déchet est un objet, une substance ou un matériau, ne voulant plus exercer un droit de propriété, son détenteur le destine à l'abandon parce qu'il lui attribue une valeur négative. Ce qui sous-entend que le passage de quelque chose à l'état de déchet s'explique par la décision humaine.

Dans la loi du 15 juillet 1975, un déchet est défini comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien nuisible abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » [2]. La directive du Conseil Européen en date du 18 mars 1991 reprend la notion de « substance ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». D'après cette définition, un objet est un déchet non pas seulement lorsque son détenteur le destine volontairement à l'abandon, mais également si, pour une raison de santé publique, son élimination est nécessaire [3].

I.2. Nature et Classification des déchets

I.2.1. Nature des déchets

Les déchets peuvent être classés selon leur nature en quatre (04) grandes classes [4] :

Classe I : Les déchets inertes

Sans odeurs, non fermentescibles, non toxiques, ils ne présentent pas de risque pour l'homme et pour son environnement. On y trouve notamment : déblais, gravats, ... etc.

Classe II : Les déchets ménagers et assimilés

Ils comprennent les déchets des ménages et les déchets industriels banals (DIB) des entreprises non toxiques eux aussi, ils présentent certaines caractéristiques de fermentescibilité. Ce type de déchets (contenant les ordures ménagères et les ordures assimilables) est acheminé vers les Centres d'Enfouissement Technique (par exemple C.E.T. de Corso) [4].

Classe III : Les déchets spéciaux

Contenant des éléments nocifs en plus ou moins grandes quantités, ils présentent de grands risques pour l'homme et son environnement et doivent être éliminés avec des précautions particulières. En plus des grandes quantités produites par les petites et moyennes entreprises (PME), certaines quantités de ces déchets sont aussi produites par les ménages. Ce sont par exemples des solvants, peintures, acides,... etc. Sont aussi considérés comme des déchets spéciaux, les déchets radioactifs issus pour la plupart des hôpitaux et des centres d'imagerie [4].

Classe IV : Les déchets ultimes

Ce sont des déchets qui ne peuvent plus faire l'objet d'une valorisation (La loi Française du 13 juillet 1992) [4].

I.2.2. Classification des déchets :

Le **Tableau I.1** ci-dessous représente des diverses possibilités de classification des déchets illustrées à chaque fois par des exemples [5].

Tableau I.1 Classification des déchets [5].

<p>Classification selon l'état physique</p>	<p>-Déchets solides : ordures ménagères, déchets des métaux, déchets inertes de caoutchouc et plastique, paille,....</p> <p>-Boue : boues de stations de traitement des eaux résiduaires, boues d'origine diverse (de traitement de surface, d'hydrocarbures, de peinture,....)</p> <p>-Déchets liquides ou pâteux : goudrons, huiles usagées, solutions résiduaires, divers,...</p> <p>-Déchets gazeux : biogaz</p>
<p>Classification selon la nature chimique</p>	<p>-Déchets acides : solutions résiduaires, acides divers (HCl, H₂SO₄, HNO₃,...), acides organiques, acides à l'état de gaz.</p> <p>-Déchets basiques : soude et potasse résiduaires, liqueurs ammoniacales, chaux résiduaires.</p> <p>-Sels résiduaires : sulfate de calcium, carbonate de calcium, sulfate de ferreux.</p> <p>-Métaux : ferraille, carcasses de véhicules, déchets de métaux précieux câbles,...</p> <p>-Déchets organiques : solvants usés, huiles usagères, boues d'hydrocarbures, liqueurs résiduaires, phénols,...</p> <p>-Déchets polymériques : déchets de caoutchouc et de plastique.</p> <p>-Déchets minéraux : déchets siliceux, déchets de silicates ou silico Aluminates, déchets de calcaires.</p>
<p>Classification par source de production</p>	<p>-Activités ménagères : ordures ménagères, déchets encombrants.</p> <p>-Déchets industriels spécifiques : laitiers, scories. Distribution et activité de service : déchets commerciaux (emballages).</p> <p>-Déchets assimilables aux ordures ménagères : emballage, chiffon, balayures</p> <p>-Déchets provenant de la distribution et des activités de service : déchets de commerce alimentaire, déchets des hôpitaux.</p> <p>-Déchets provenant du secteur primaire : déchets agricoles, déchets d'élevage, déchets végétaux déchets des industries extractives, déchets des mines (stérile de charbon), déchets de carrières (calcaire, l'ardoise, marbre, argiles,...).</p> <p>-Déchets provenant du traitement des effluents liquides gazeux : boue de traitement de l'influente liquide poussière et cendres volantes de traitement de l'air.</p>

I.3. les différents types de décharge :

Il existe deux grandes familles de décharges :

I.3.1 Les décharges sauvages non réglementées

Ce type de décharge se pratique encore beaucoup, c'est une accumulation de déchets dans des cavités ou sur des versants de montagnes ou sur des terrils et ceci sans précautions particulières [6].

Au niveau de cette décharge et sous les conditions environnementales qui y règnent, il se crée des interactions entre les déchets, le sol et l'eau, en ce sens que les déchets urbains et industriels réagissent entre eux et le milieu pour donner naissance à des composés nuisibles à l'équilibre naturel du milieu environnant. On assiste alors à une pollution de l'atmosphère par les émissions de gaz de fermentation, et dans certains cas à une forte pollution des eaux. Dans ce contexte, et vu que l'eau est un puissant solvant, le risque majeur de contamination réside dans l'entraînement des éléments polluants contenus dans les déchets : les métaux lourds et la matière organique. Cette pollution peut se faire sur des distances importantes, et suivant des chemins préférentiels qui ne sont pas toujours connus, et qui aboutissent dans des nappes d'eau plus ou moins profondes.

I.3.2 Les décharges réglementées

Ce type de décharge obéit à un certain nombre de règles où toutes les précautions sont prises pour éviter toutes nuisances. Les déchets sont déposés pour une longue durée et sont répandus par couches successives et alternées d'épaisseur modérée de déchets et de sols et ceci sur un revêtement géotextile, ce genre de décharge s'appelle plus communément par centre d'enfouissement technique (C.E.T.) [6].

I.3.2.1 Définition d'un Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T)

Les centres d'enfouissements techniques sont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt sur ou dans la terre (c'est à dire en sous-sol).

Le C.E.T est une parcelle de terre ou excavation dans laquelle sont enfouis des déchets ménagers, des déchets solides commerciaux, des boues non toxiques et des déchets solides industriels. Ils sont soumis à un arrêté administratif officiel d'autorisation d'exploitation. Celui-ci fixé, après étude d'impact et enquête publique, leurs conditions d'implantation, d'exploitation, de surveillance et d'aménagement final [7].

Selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité les centres de stockage de déchets sont répartis en trois classes

- Les décharges de **Classe I** —————→ Les déchets dangereux
- Les décharges de **Classe II** —————→ Les déchets dits « non dangereux »
- Les décharges de **Classe III** —————→ Les déchets inertes

I.3.2.2. Objectifs d'un Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T)

- ✓ Maintenir la qualité des paysages.
- ✓ Limiter les nuisances.
- ✓ Eviter les risques de pollution.
- ✓ Valoriser les déchets [7].

I.4. Présentation de site d'étude

Le C.E.T de Corso constitue un mode de traitement conformes aux normes exigées pour une solution qui, associé au tri sur site, répond aux derniers critères sanitaires de l'environnement tout en restant la plus économique. C'est dans ce contexte que le C.E.T de Corso a été sélectionné comme une des meilleures techniques pour le traitement des déchets ménagers de la wilaya de Boumerdès et d'Alger.

Le C.E.T de corso été réceptionné au mois de janvier 2014. Il est situé à environ 4.5 km au sud –ouest du chef –lieu de Boumerdes, à environ 1km à partir de Route N : 05 qui relie Alger à l'Est du pays en traversant l'oued Corso .il se trouve dans la commune de Corso, à la limite gauche de l'Oued Corso (carte de Rouiba 1/25000, NJ-31-IV-32-Est) [7].

Le site a une position centrale par rapport aux principaux centres générateurs de déchets de la Willaya de Boumerdès, à savoir Boumerdes, Ténia et Boudouaou. La distance séparant les habitants les plus proches du C.E.T est de 500 m. Ces habitants ne faisant pas partie d'agglomération de Benmerzouga éloignée de 2km environ [8].



Figure I.1 : Extrait de la carte topographique de la commune de corso

La surface du site est de 35 à 40 hectares (ha) environs, et sa hauteur est de l'ordre de 20 à 25 mètres .La capacité d'enfouissement est estimée à 6.7 millions de tonnes.

En effet, le site est doté de cinq (05) casiers .Seul le 1^{er} casier est aménagé pour le moment avec une capacité de 1.8 millions de m³, qui mené vers un bassin de décantation (lixiviats), qui sera traiter à base d'acide sulfurique et autres composés pour éliminer les odeurs et l'émanation de gaz toxiques. Lixiviat du bassin de décantation est acheminé vers une station de traitement pour enfin se déverser dans l'Oued corso puis vers la mer. En effet, les autres casiers ne sont pas aménagés pour le moment [8].



Figure I.2 : Vue d'ensembles de C.E.T Corso.

Les origines de déchets entrant dans le site (commune autorisées) sont wilaya de Boumerdes et willaya d'Alger Est.

Le nombre de camion reçu par jour estimé à environ 300 camions répartis de 6h :00 à 18h :00 et de 18h :00 à minuit [8].

I.4.1. Objectif du C.E.T de corso

Le centre d'enfouissement technique de Corso a pour objectif de :

- Sauvegarder l'environnement en minimisant les nuisances, la pollution du sol et de la nappe phréatique.
- Maitriser la fermentation de la matière organique contenue dans les déchets et les nuisances qui peuvent polluer les eaux (production de lixiviats), réduire l'émission des biogaz pour minimiser la pollution de l'air et protéger les habitations par l'envol des déchets légers.
- Trouver une solution technique au traitement des déchets solides ménagers compatible avec les ressources financières et humaines de la wilaya Boumerdès-Alger Est [8].

I.5. Caractéristiques des déchets de C.E.T de corso

I.5.1 Nature des déchets autorisés

Seuls les déchets ménagers et assimilés sont autorisés à être déversés au niveau du site. Tout autres déchets (toxique, septique, déchets d'abattoirs, ... etc.) sont strictement interdits [8].

I.5.2 Composition Des Déchets

La caractérisation des déchets est une opération qui permet d'identifier leur composition, les classer en catégorie simple et claire afin d'évaluer au préalable leur potentiel risque sur le milieu récepteur et choisir le mode de traitement optimal le plus approprié. Le tableau II.1 résume les principaux déchets déversés au niveau du C.E.T de Corso (donner au niveau de l'administration de C.E.T de Corso) [8].

Tableau I.2 : Caractérisations des déchets de Corso

Catégories de déchets	Quantité en kg/jour	Quantité en %
Matière organique	77	70
Papier- carton	10,9	9,9
Plastiques en bouteille	5,5	5
Verres	1	0,9
Textiles	2	1,81
Métaux	1,5	1,36
Bois	1	0,9
Autre	5,42	4,3

I.6. Aménagement du casier et digues au niveau du C.E.T de corso

I.6.1 Pont-basculé et poste de contrôle :

Le pont-basculé (**Figure I.3**), cet élément est essentiel pour la gestion afin d'assurer le pesage des bennes de collecte acheminant les ordures à la décharge. La capacité du pont-basculé du C.E.T de Corso est de l'ordre 60 tonnes ce pont-basculé, avec un appareil de lecture, est placé juste à côté du bâtiment administratif. Il doit, à l'aide d'un poste de contrôle, délivrer des tickets imprimés comportant des informations suivantes : le numéro d'identification camion-benne, la date et l'heure d'arrivée, la provenance des ordures, le poids du camion à l'arrivée et la tare) [8].



Figure I.3 : Poste de contrôle et pont-basculé

I.6.2. Centre De Tri

Le centre de tri du CET de Corso (**Figure I.4**) est composé de trois unités de tri manuel, d'une capacité de 600 T/j environ. Ce local recevra les déchets qui y subiront un tri manuel en vue de sélectionner les produits recyclables (papier, carton, plastique, bouteilles en PET et PEHD) et acheminé les produits organiques, inertes et autres, vers le casier [8].



Figure I.4 : Centre de tri du C.E.T de Corso

I.6.3. Casiers

Le site est doté de cinq casiers (**Figure I.5**), seul le 1^{er} casier est aménagé (**Figure I.6**) pour le moment d'une capacité de 1,8 million de m³ pour une durée de vie estimée à 5 ans. Les déchets y sont déversés par couches successives d'épaisseur modérée, compactées au fur et à mesure par des engins spéciaux permettant un compactage poussé. Les regards pour le contrôle des lixiviats et les puits de dégazage sont rehaussés au fur et à mesure de l'augmentation de la quantité des déchets. Ce casier est en cheminé vers un bassin de décantation (lixiviats) [8].



Figure I.5 : Casiers du C.E.T de corso



Figure I.6 : Casier en service.

Pour éviter la contamination des eaux souterraines, le casier a été aménagé par une couche d'argile d'environ 0,5 m d'épaisseur répandue avant de mettre en place la géo membrane (2 mm d'épaisseur environ) et installation du géotextile et la couche de drainage.

I.6.4. Réseau de captage du biogaz :

Le captage (**Figure I.7**) et le traitement du biogaz sont impératifs tant pour la sécurité de la décharge en raison des risques d'explosion ou d'incendies par formation des poches de méthane que pour la protection de l'environnement en raison des fuites de biogaz dans l'atmosphère par diffusion verticale et horizontale à travers la masse des déchets, provoquant ainsi des nuisances olfactives. De plus, les gaz en s'infiltrant dans le sol chassent l'oxygène qui alimente les plantes et empêchent celle-ci de se développer.

Pour le moment le biogaz au niveau du 1er casier du site de Corso n'est pas pris en charge, c'est-à-dire il n'est ni incinéré ni récupéré, il s'échappe dans l'air à travers des buses à l'intérieur des quelles est posé un tube en PVC perforé, qui permet de collecter les biogaz produits par la biodégradation des déchets, et permettre leur évacuation du casier d'enfouissement [8].



Figure I.7 : Pui de captage du biogaz.

I.6.5. Géo-membrane :

L'utilisation de la géo membrane dans la construction des casiers assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines. En fond de décharge, la géo membrane doit jouer le rôle de barrière étanche et favoriser le drainage des lixiviats. Seules les géo membrane en PEHD (polyéthylène haute densité) seraient chimiquement résistantes aux lixiviats. Mais elles sont moins faciles à manipuler que celles qui sont en PVC (polychlorure de vinyle), en EPDM (éthylène propylène diène monomère) ou en bitume. La géo membrane en PEHD est résistante à la des acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions salines; elle peut être en contact avec l'eau potable. Elle se dissout seulement dans quelque solution quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistante aux rayons UV (ultra-violet) [8].



Figure I.8 : Mise et soudure de la géo membrane et de la Géotextile.

Pour éviter toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines, En fond de décharge, le casier a été aménagé par une couche d'argile d'environ 0,5 m d'épaisseur, sur laquelle se trouve des géo-membranes d'environ 1,5 mm d'épaisseur, la géo-membrane (**Figure I.8**) doit jouer le rôle de barrière étanche et favoriser le drainage des lixiviats. Les géo-membranes utilisée dans le C.E.T de corso est en PEHD seraient chimiquement résistantes aux lixiviats, puis le géotextile non tissé aiguilleté en polypropylène et à la fin le gravier, comme le montre la **Figure I.9** [8].

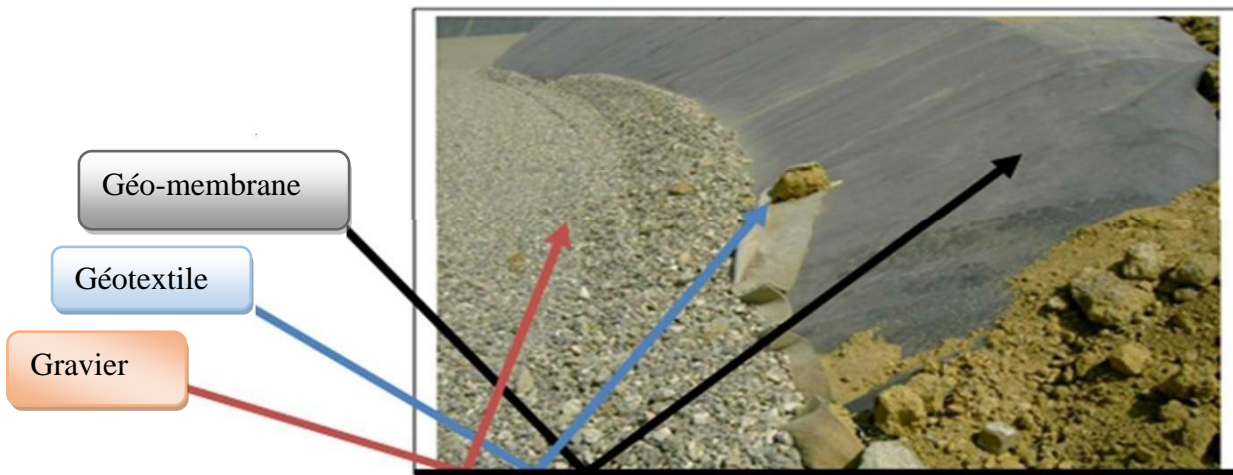


Figure I.9 : Géomembranes, Géotextile et Gravier étanchéité

I.6.6. Couverture Finale

Cette opération s'appliquera lorsque le niveau final du casier est atteint, il sera couvert d'une couche ou d'un toit multicouche de terre argileuse ou autre selon la nécessité et le besoin [8].

I.7. Gestion des effluents au niveau du site

I.7.1. Réseau de drainage des lixiviats

Afin de capter et d'éviter l'accumulation du lixiviat, un réseau est installé au fond des cellules. Les conduites sont en PVC perforés de 25 cm de diamètre (**Figure I.10**). Ces tubes sont disposés dans les fossés, ensuite recouverts de pierre concassée et d'un géotextile de filtration afin de minimiser les risques d'obstruction [8].



Figure I.10 : Conduite de drainage des lixiviats

I.7.2. Bassin de stockage des lixiviats

Les eaux de percolation ou lixiviats produites au centre d'enfouissement technique de Corso sont accumulées dans un bassin de stockage (**Figure I.11**). La capacité de rétention de ce bassin est d'environ 2500 m³ [8].



Figure I.11 : Bassin de stockage des lixiviats du C.E.T de corso

I.7.3. Station du traitement des lixiviats

La station du traitement des lixiviats (**Figure I.12**) du C.E.T de corso mise en exploitation en juin 2014. Basée sur le principe d'osmose inverse de capacité de 120 m³/j [8].



Figure I.12 : Station mobile de traitement des lixiviats

La station de Corso se compose des sections suivantes :

- Réservoir de lixiviat
- Filtration de lixiviat par filtre à sable (20-50 μ m)
- Filtration de lixiviat par filtre à cartouche (1-10 μ m)
- Mise en pression au moyen d'une pompe pour l'alimentation des membranes de l'osmose inverse.
- Réservoir de stockage de perméat (pour nettoyages des engins).
- Renflouement de perméat vers l'oued dirigé vers la mer méditerranée [8].

La station de traitement de lixiviat de corso comporte essentiellement les sections démontrées par le schéma suivant :

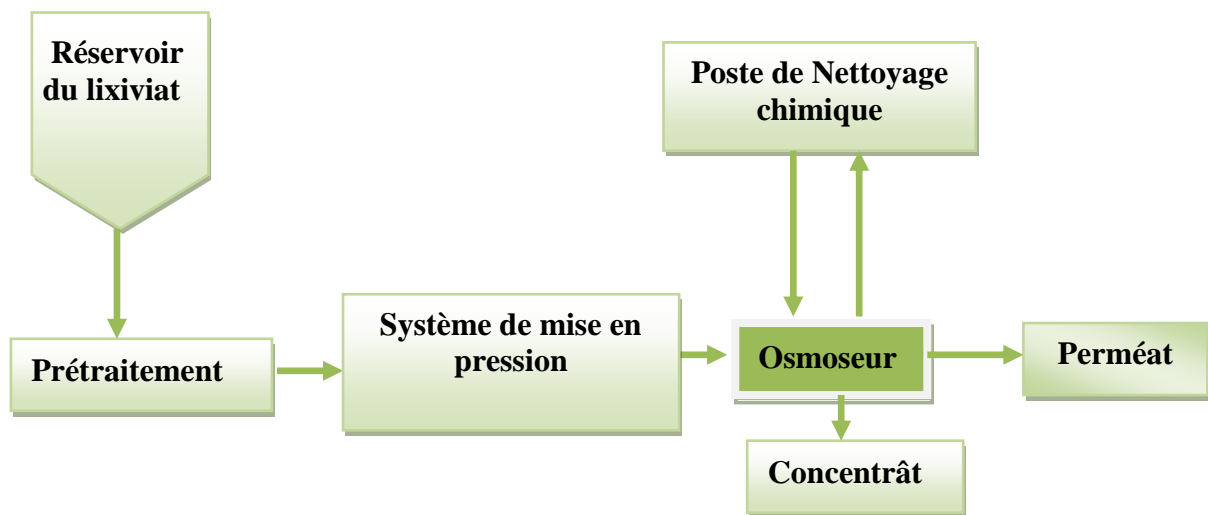


Figure I.13 : Schéma descriptif de l'unité de Corso.

Conclusion

Le traitement intégré des déchets vise à leur élimination dans des conditions saines et écologiquement rationnelles. Dans cette perspective l'Etat a engagé un programme de réalisation de Centres d'Enfouissement Technique (C.E.T) de déchets ménagers et assimilés, des installations classées qui obéissent aux prescriptions qui leur sont applicables notamment en matière d'étude d'impact sur l'environnement et d'étude de danger préalablement à sa réalisation, une vraie rupture avec les pratiques archaïques de dépôt de tous types de déchets dans des décharges sauvages et des sites inappropriés.

Introduction

La mise en décharge des ordures ménagères entraîne souvent la production de lixiviats dont les conséquences sont néfastes pour l'environnement. Par ailleurs, plusieurs études ont été réalisées afin de caractériser cet effluent, de sélectionner la méthode la plus fiable pour le traiter. Ce chapitre a pour objectif de donner une vision détaillée sur les lixiviats de décharge, leur impact sur l'homme et l'environnement et leurs traitements.

II.1. Définition

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. Ce « jus de décharge » résulte donc de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique), mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement. Ce percolât est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu [9]. Cette pollution qui peut continuer 30 – 50 ans après la clôture du site voire même perdurer toute la vie de celui-ci, est essentiellement de type organique, azoté et environnemental (odeur) [10].

II.2. Composition du lixiviat

La composition du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico-chimiques et biologiques se déroulant dans la décharge. Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont : la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité, leur température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets, les conditions climatiques et l'âge de la décharge [9 ,11 ,12].

La gamme de la composition des lixiviats d'ordures ménagères est très large et varie beaucoup d'une décharge à une autre et parfois contradictoire à long terme. C'est la conclusion à laquelle sont parvenus plusieurs auteurs en étudiant plusieurs sites. La fraction minérale est constituée essentiellement de sels : chlorures, sulfates, bicarbonates de potassium, sodium et ammonium, alors que la partie organique est liée à l'âge de la décharge. Si les jeunes décharges sont caractérisées par la dominance des acides gras volatils (AGV), surtout les acides acétiques, propénoïques et butyriques ce sont des

substances assimilées aux composés fulviques et humiques qui prédominent dans les lixiviats âgés [13,14].

II.2.1. Les principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat

Les lixiviats de la plupart des enfouissements contiennent des concentrations en contaminants qui dépassent le critère de qualité pour les eaux de surface et les eaux potables et qui présentent ainsi un risque environnemental élevé. Ces contaminants se classent en quatre groupes de polluants à savoir :

- La matière organique dissoute ;
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...) d'où leur concentration est inférieure à 1 mg/L
- Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) à l'état de traces [9,15].

II.2.2. Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat

Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat :

- Demande Chimique en Oxygène (DCO) ;
- Demande Biologique en Oxygène (DBO₅) ;
- Carbone Organique Total (COT) ;
- Teneur en matière azotée et phosphorée (azote organique, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , phosphore total, PO_4^{3-}) ;
- pH, Conductivité ;
- Concentration en métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Hg, Ag) ;
- Teneurs en micropolluants organiques (hydrocarbures, phénols, pesticides et solvants) ;
- Acides gras volatiles (AGV) ;
- Micro-organismes pathogènes (coliformes totaux) ;

Certains de ces paramètres sont communs à tous les lixiviats quel que soit le stade de dégradation (concentration élevée en chlorure, sodium, potassium et forte alcalinité). tandis que d'autres dépendent de l'évolution de la bioactivité de la décharge et sont généralement très élevés pendant les premières phases (matière organique, azote

organique, Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}) [10]. Le Tableau II-1 donne les valeurs extrêmes qui peuvent être retrouvées dans un lixiviat.

Tableau II.1 : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères [9]

	Paramètres	Valeurs limites
Paramètres globaux	pH	4,5-9
	Conductivité	2500-25000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
	COD	30-27700 mg/L
	DBO_5	20-57000 mg O_2/L
	DCO	140-9000 mg O_2/L
	NTK	14/2500 mg N/L
Principaux ions (mg/L)	Ammonium	50-1800
	Calcium	10-7200
	Fer	1-5
	Manganèse	0,03-1400
	Potassium	50-3700
	Sodium	70-7700
	Carbonate	610-7320
	Chlorure	150-4500
	Sulfate	8-7750

II.3. Type des lixiviats

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

II.3.1. Lixiviats jeunes

Il est caractérisé par un pH acide de l'ordre de 6. Le rapport DBO_5/DCO est important, du fait de la présence des microorganismes. La DCO dépasse souvent les 20 000 mg d' O_2/L Et peut même atteindre des valeurs extravagantes (jusqu'à 80 000 mg/L), les acides carboxyliques représentent environ 80% de la charge organique [16] Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent.

II.3.2. Lixiviats intermédiaires

C'est une phase de transition entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. Le pH s'approche généralement de la neutralité et la charge organique est nettement plus faible que celle du jeune (entre 3 000 et 15 000 mg/L). Le rapport DBO_5/DCO avoisine les 0,2. Le pourcentage en acides carboxyliques est faible (20 à 30%). Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour son traitement [16].

II.3.3. Lixiviats stabilisés

Il est aussi appelé le lixiviat vieux. La DCO ne dépasse pas les 2 000 mg/L et le pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas dans ces eaux, mais la teneur des composés à haut poids moléculaire est importante [16].

Tableau II.2 : Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge [17, 18].

	Lixiviats jeunes	Lixiviats Intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< à 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (mg O₂/L)	> 20000	3000 à 15000	< 2000
Biodégradabilité (DBO₅/DCO)	Moyenne > 0,3	Assez faible 0,1 à 0,3	Très faible < 0,1
Concentration en acides organiques	-	Moyenne 20 à 30 % du DCO	Nulle
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominance des macromolécules

II.4. Le biogaz

Le biogaz est un mélange composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone. D'autres produits minoritaires sont également présents tels que le sulfure d'hydrogène, les mercaptans et des composés organiques volatils. La production de biogaz liée à la phase de stabilisation des déchets, en système anaérobie, dépend de plusieurs paramètres dont la nature du déchet, la teneur en humidité, la température, le pH, la disponibilité des nutriments et la présence d'inhibiteurs [9, 10,14].

II.5. Impact des lixiviats sur l'environnement

Un des problèmes les plus importants en ce qui concerne la conception du maintien d'un enfouissement des déchets est le lixiviat. Ce dernier comprend une masse de composants organiques et inorganiques différents qui peuvent être dissous et/ou suspendus. Indépendamment de la nature des composants, il pose un problème de pollution potentiel sur les terrains locaux et les eaux de surface [19].

II.5.1. La pollution hydrique

Le risque de pollution des eaux par des décharges est un problème qui préoccupe de plus en plus les hydrogéologues et les spécialistes de la qualité de l'eau. Ainsi, de nombreuses études réalisées en France et dans beaucoup d'autres pays, ont montré que ce risque n'est pas négligeable. La contamination affectera aussi bien les eaux souterraines que les eaux de surface.

En ce qui concerne les eaux superficielles, la contamination peut avoir lieu soit lors du lessivage du dépôt par ruissellement des eaux de pluie, soit par les résurgences est essentiellement des eaux interactions des lixiviats avec le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux (silicate d'aluminium, de fer, de magnésium) plus ou moins hydratés [20].

II.6. Procédés de traitement des lixiviats

Lixiviats de décharge ont été identifiés en tant que sources potentielles de contamination d'eaux de surface, ils peuvent aussi s'infiltrer à travers des sols et des sous-sols, causant la pollution des eaux souterraines. Par conséquent, Plusieurs processus, tirés de la technologie d'eau usée et d'eau potable, ont été appliqués pour le traitement de ces lixiviats, tels que la dégradation biologique anaérobie et/ou aérobie, de l'oxydation

chimique, la coagulation-précipitation, l'adsorption par charbon actif, la photo-oxydation et des processus membranaire. Une combinaison de procédé physico-chimique et biologique est souvent exigée pour le traitement efficace de ces eaux usées fortement polluées [21].

Les procédés les plus courants dans le domaine du traitement des lixiviats sont :

- ✓ Procédés biologiques.
- ✓ Procédés physico-chimiques.

II.6.1. Procédés biologiques

Le traitement biologique est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude de micro-organismes sont associés à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi eux, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des lixiviats des décharges dont le principe général s'écrit comme suit : [25].

Lixiviat à traiter + Biomasse épuratrice + O₂ \longrightarrow Lixiviat traité + Biomasse décantable + CO₂

L'épuration biologique peut s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie. Les traitements aérobies sont les plus répandus, tandis que les traitements anaérobies restent réservés aux cas de pollution fortement concentrée, pour laquelle l'apport d'O₂ en quantité suffisante pose un problème [25].

La biomasse constituée de micro-organismes hétérotrophes peut être libre, en suspension plus au moins agrégée, en floccs, c'est le cas des bassins d'aération à boues activées. Elle peut aussi être fixée sur un support à travers lequel percole le lixiviat à traiter, on parle alors des lits bactériens fixes.

II.6.1.1. Principe de l'épuration biologique aérobie

Son principe est de provoquer en présence d'oxygène une prolifération plus au moins contrôlée de micro-organismes capables de dégrader les matières organiques apportées par l'effluent à traiter. Il s'agit, en fait, d'un véritable transfert d'une forme non

accessible de la pollution (matières colloïdales et dissoutes) en une forme manipulable (suspension de microorganismes) [25].

Les micro-organismes responsables de l'épuration biologique s'agglomèrent sous forme de floes et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie vitale et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes. Une partie des éléments polluants qui n'est pas dégradée biologiquement peut être adsorbée et incorporée aux floes de boues biologiques. Nous donnons, ci-après, un schéma simplifié du procédé biologique par boue activée.

II.6.1.2. Les paramètres influençant les procédés biologiques

Les principaux facteurs pouvant avoir une influence sur le phénomène de dégradation biologique peuvent être résumés comme suit :

a) Concentration en oxygène dissous

Deux phénomènes sont à l'origine des besoins théoriques en oxygène :

- ❖ l'oxydation de la matière organique ;
- ❖ la destruction des matériaux cellulaires lors de la phase de respiration endogène.

De nombreux auteurs ont noté une amélioration dans l'épuration biologique avec un accroissement de l'aération. Il a été préconisé, par ailleurs, une concentration en oxygène dissous minimale de 2 mg/L [26].

b) Température

La température est un facteur important dans les réactions biologiques. La dégradation biologique sera optimale aux températures se situant entre 25 et 35°C. Aux basses températures (< à 10°C), la biodégradation sera limitée. Cependant comme la température des lixiviats se situe entre 14 et 18°C en hiver, et supérieure à 20°C en été, il est possible d'envisager un traitement biologique correct durant toute l'année.

c) pH

L'activité des microorganismes est très sensible au pH. Dans la nature, les bactéries peuvent se croître dans une large plage de pH. Cependant, leurs croissances et leurs activités optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 6,5 et 8,5. De plus, des pH trop bas ou trop élevés peuvent être néfastes pour l'oxydation biologique [27].

II.6.1.3. Procédés à cultures libres

Dans les techniques à cultures libres utilisées en traitement d'eaux résiduaires, le développement d'une culture bactérienne est provoqué au sein de l'effluent à traiter, sous

forme de floccs dispersés dans un bassin dit d'aération. Le bassin est brassé pour conserver la culture en suspension, favoriser la diffusion homogène de l'oxygène nécessaire aux bactéries pour leurs besoins énergétiques et leur reproduction, et assurer au mieux le contact entre cellules bactériennes et leur nourriture. Très fréquemment, le même dispositif est utilisé pour l'aération et le brassage.

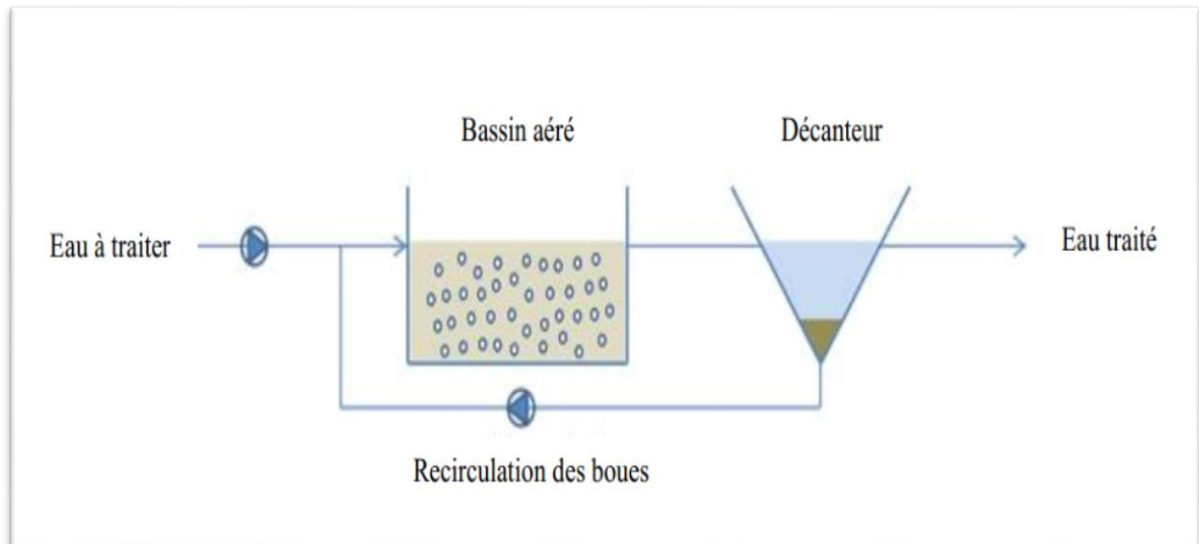


Figure II.1 : Schéma simplifié du procédé biologique par boue activée

On distingue alors plusieurs procédés possibles [28] :

- ❖ Processus aérobie ou anaérobie ;
- ❖ Mode discontinu (fermé) ou continu (ouvert) comme le montre la **Figure II.2**.

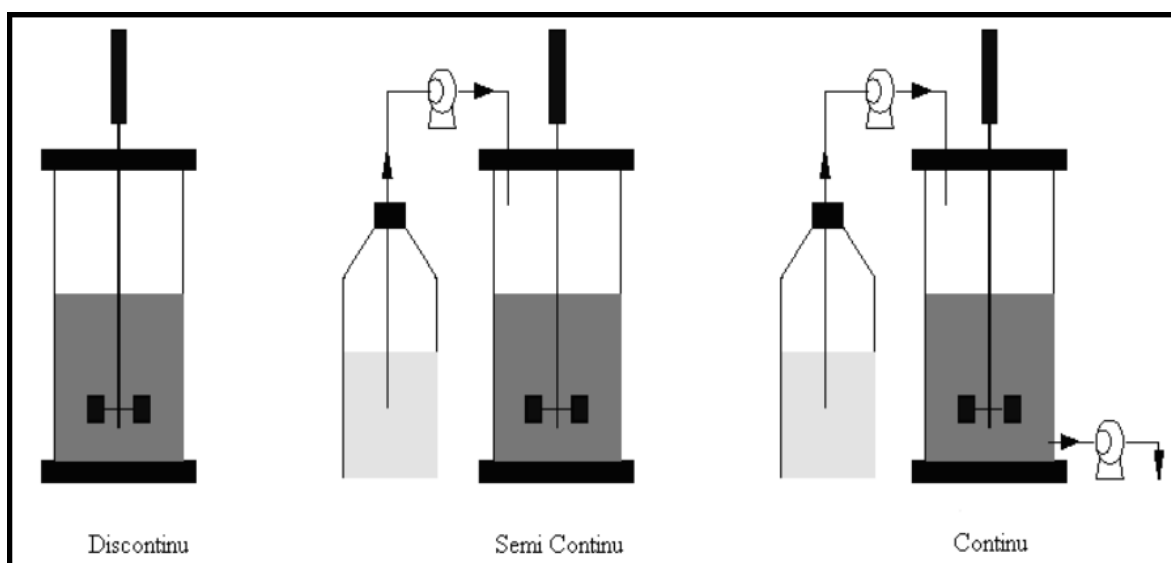


Figure II.2 : Les différents modes de fonctionnement des réacteurs biologiques [29].

II.6.1.3.1. Procédé en mode discontinu (Batch process)

Ce procédé est réalisé dans un système clos dans lequel un même volume de milieu non renouvelé est utilisé pour la croissance des micro-organismes ; la quantité de nutriments est donc limitée. Il est utilisé dans le cas de faibles volumes. Le volume de suspension dans la cuve infiniment mélangée est donc constant ou peut être considéré comme tel et homogène (figure II.3), dans le même temps, le substrat (S) est consommé et le produit recherché apparaît, sa concentration (P) augmente. La concentration en biomasse présente augmente selon la courbe de croissance microbienne conventionnelle [28].

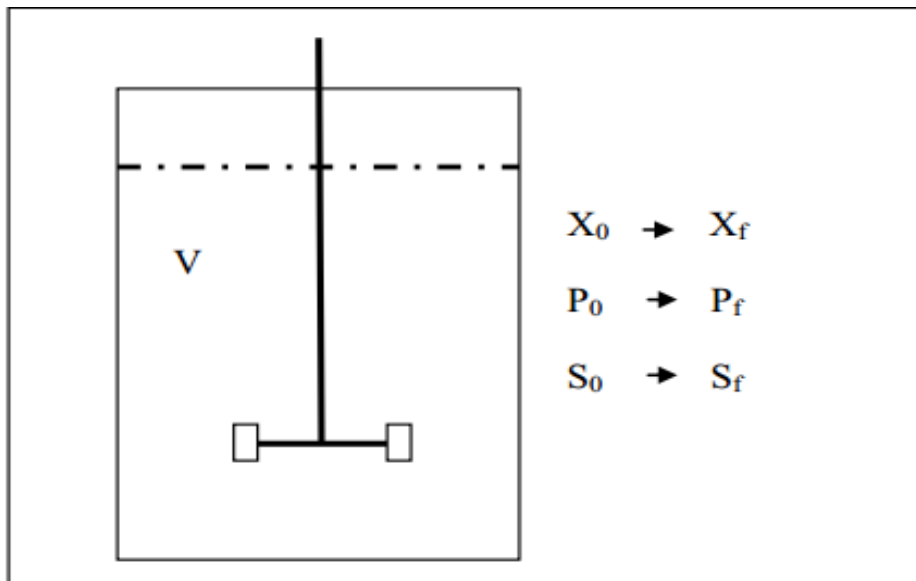


Figure II.3 : Schéma de fonctionnement du bioréacteur discontinu [28].

II.6.2. Procédés physico-chimique

II.6.2.1. Adsorption

Parmi les techniques de traitement passées citées ci-dessus, l'adsorption est la méthode le plus généralement appliquée pour le déplacement des composés organiques récalcitrant du lixiviat de décharge. Fondamentalement, l'adsorption est un procédé de transfert de masse par lequel une substance est transférée à partir de la phase liquide à la surface d'un solide, et devient limite par des interactions physiques et/ou chimiques. En raison de ses propriétés physiques inhérentes, grande superficie, structure microporeuse, capacité élevée d'adsorption et réactivité de surface, l'adsorption utilisant le charbon actif granulaire (CAG) ou le charbon actif en poudre (CAP) avait suscité une attention

considérable pour le déplacement des polluants organiques et inorganiques de l'eau usagée souillée.

Le traitement du lixiviat de décharge en utilisant une adsorption séparée de CAG, une alumine activée granulaire (AAG) et/ou un chlorure ferrique (CF) a été également effectué. Parmi les trois adsorbants étudiés, CAG s'est avéré l'adsorbant le plus efficace pour le déplacement des métaux lourds (Cd(II), de Cu(II), de Cr(III), de Mn(II), de Pb(II) et de Zn(II)). Environ 80 à 96% métaux lourds avec une première concentration de 184 (mg/L) pouvaient être enlevés à une gamme de pH de [6 – 7,7] avec 2 (g/L) De CAG [22].

II.6.2.2. Coagulation Flocculation

Le mot coagulation vient du Latin "coagulare" qui signifie "agglomérer". La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre (les colloïdes). Leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible (**Figure II-4**). Le temps nécessaire pour parcourir 1 m en chute libre peut être de plusieurs années.

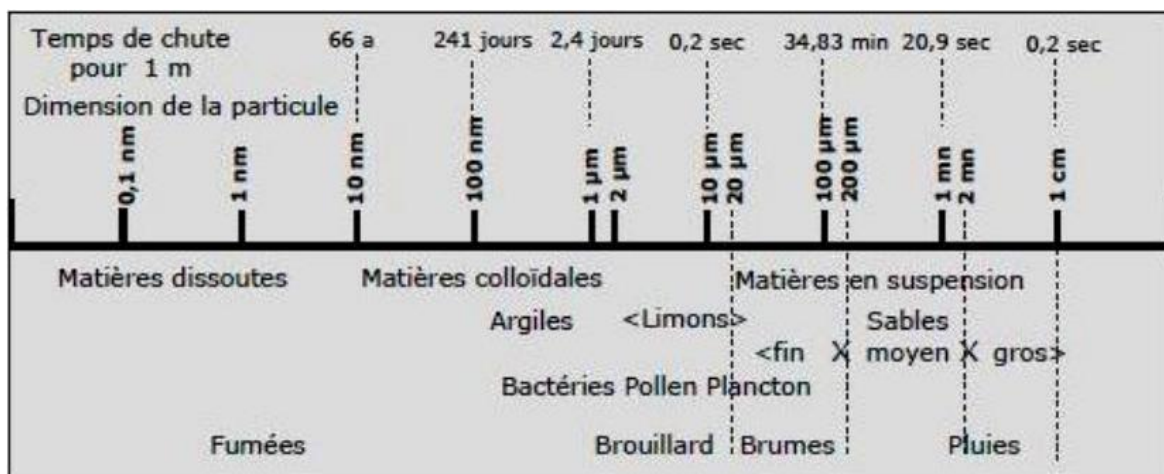


Figure II-4 : Temps de décantation des particules.

Le procédé de coagulation et de floculation facilitent l'élimination de MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide : décantation, flottation ou filtration [22]. Il a été utilisé pour le déplacement des composés organiques non-biodégradables et des métaux lourds du lixiviat de décharge.

Le procédé de coagulation déstabilise les particules colloïdales par l'addition d'un coagulant. Pour augmenter la dimension particulaire, la coagulation est habituellement

suivie de la floculation des particules instables. Cette technique facilite le déplacement des solides en suspension et des particules colloïdales d'une solution.

L'approche générale pour cette technique inclut l'ajustement de pH et comporte l'addition des sels de ferrique/aluminium comme coagulant pour surmonter les forces répulsives entre les particules [31].

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération [31].

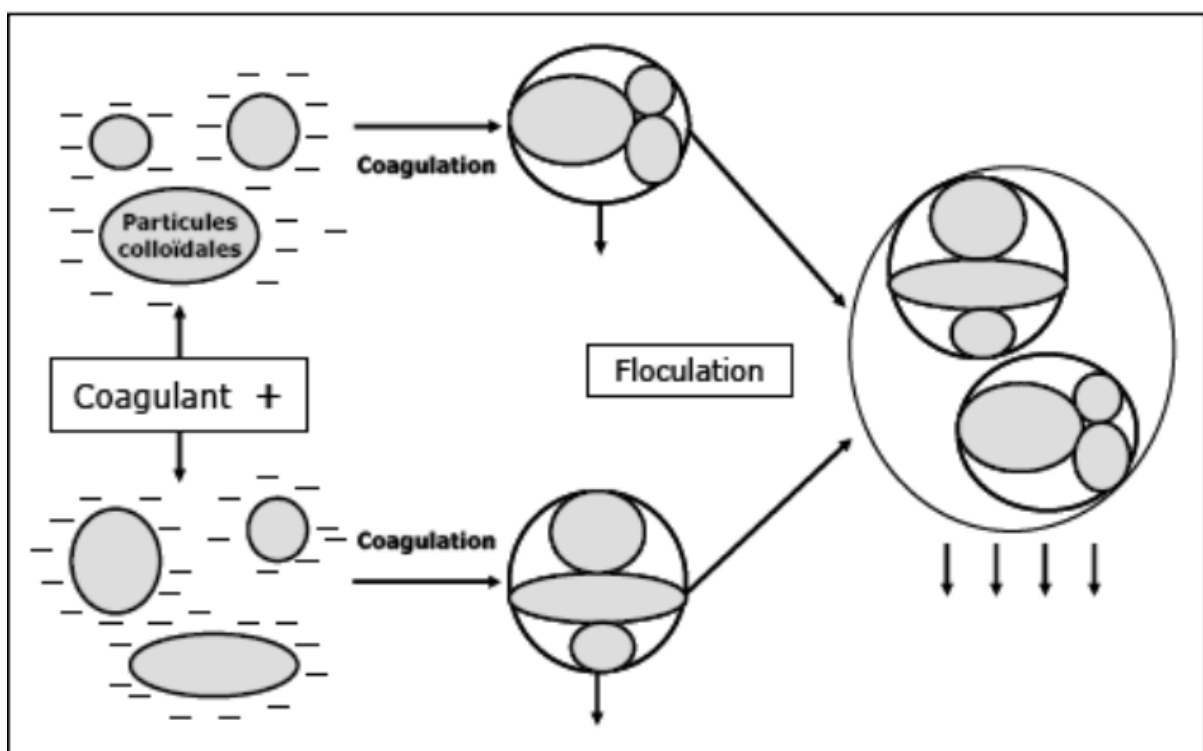


Figure II-5 : Coagulation floculation [30].

a) La coagulation

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération [33].

Les coagulants les plus communément employés se limitent au : sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$, polychlorure d'aluminium $Al_nOH_mCl_{3n-m}$, chlorure ferrique

FeCl_3 , sulfate de fer $\text{FeSO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ et sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Dans des cas particuliers, il est fait appel à : l'aluminate de soude NaAlO_2 , la chaux $\text{CaO}, \text{Ca}(\text{OH})_2$ pour attaquer la structure des matières à précipiter et favoriser ainsi la création d'un système moins stable susceptible d'être définitivement précipité par les réactifs précédents [35].

b) La floculation

C'est l'agrégation des particules déchargées par transport et mise en contact les unes avec les autres. Elle conduit à la formation des flocons ou flocs, capables d'être retenus dans une phase ultérieure du traitement de l'eau.

On peut distinguer les floculants par leur nature (minérale ou organique), leur origine (synthétique ou naturelle) et le signe de leur charge électrique (anionique, cationique, non ionique), parmi les floculants, on peut citer :

❖ **Silice activée** : c'est le premier floculant employé ; C'est encore actuellement celui qui peut donner les meilleurs résultats, principalement si on l'utilise conjointement avec du sulfate d'aluminium.

❖ **Autres floculants minéraux** : on peut citer, certaines argiles, le blanc de Meudon ou le carbonate de calcium précipité, le charbon actif en poudre, le sable fin...etc.

❖ **Floculants organiques** : certains sont fabriqués à partir de produits naturels, ce sont les alginates (extraits d'algues), les amidons (extraits de graines végétales), certains dérivés de la cellulose, certaines gommes...etc. D'autres floculants sont entièrement synthétisés. On distingue d'une part, les polyacrylamides à longue chaîne et à haute masse molaire ($2 \text{ à } 4 \times 10^6 \text{ g/mol}$), et d'autre part, les polyamines qui ont en général des chaînes plus courtes et des masses molaires plus basses ($1 \times 10^6 \text{ g/mol}$).

La séparation solide- liquide du floc formé et de l'eau peut se faire par filtration, par décantation ou flottation [22].

c) Facteurs influençant la coagulation-floculation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, l'agitation, la turbidité et la couleur [32].

❖ pH

Le paramètre le plus important à prendre en considération lors de la coagulation est la variation du pH. Pour chaque eau, il existe un intervalle de pH pour lequel la coagulation a lieu rapidement, intervalle qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter [32].

Pour les sels de Fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7, pour certaines eaux, il faut parfois corriger le pH à l'aide de divers produits (acides, chaux ou soude) [33].

Les coagulants métalliques (tels que FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, CaCl_2 , ...) sont particulièrement sensibles au pH (alcalinité). Si le pH n'est pas dans la zone optimale, la clarification est mauvaise, les ions métalliques peuvent se dissoudre, plus la dose de coagulant diminue, et plus le floc devient sensible aux variations du pH [34].

❖ Sels dissous

Les influences exercées par les sels dissous sont la modification de l'intervalle de pH optimal, la durée de la floculation, la quantité de coagulant utilisée, mais aussi la quantité résiduelle de coagulant [32].

❖ Température

L'influence de la température de l'eau sur la coagulation a été peu étudiée, néanmoins il a été établi que lorsque la température est proche de 0°C, les floccs décantent difficilement.

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité ; C'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc [32].

❖ Nature et dose de coagulant

❖ Influence de la turbidité

Si en règle générale, la dose des sels de métaux augmente avec la turbidité, il est bien connu que les eaux très turbides flocculent rapidement, on peut par ailleurs faire les constatations suivantes :

- Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une quantité de boues minimale.

- Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration du coagulant. Cette dernière ne varie toute fois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.

- La coagulation des eaux très chargées, telles que les lixiviats de décharges, est toujours difficile car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que des eaux moins chargées : telles que les eaux usées urbaines.

- La coagulation d'une faible concentration de particules d'argile dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau [32].

❖ Influence de la vitesse d'agitation

L'injection du coagulant doit être extrêmement énergétique pour qu'il se disperse rapidement et uniformément, une fois la solution homogène, la vitesse d'agitation doit être diminuée pour obtenir de bons floccs décantables, soit des conditions optimales d'agitation rapide de 300 tr/min pendant 2 min qui sera suivie d'une agitation lente à une vitesse de 50 tr/min pendant 20 min [32].

❖ Coagulation de la couleur

En générale, la couleur d'une eau est due à la décomposition de matières organiques contenues dans l'humus des sols. Elle dépend donc d'une grande variété de composés organiques, dont les substances humiques, lesquelles sont des polymères dont la masse moléculaire varie de 800 à 50000.

Des études ont révélé que 90 % des particules responsables de la couleur avaient un diamètre supérieur à 3,5 nm. On peut dire que les particules responsables de la couleur sont de natures organiques, hydrophiles, petites et chargées négativement [33].

II.6.2.3. Traitement membranaires

Les procédés membranaires utilisés dans le traitement des eaux en général, et des lixiviats de décharges en particulier, sont :

- ✓ L'osmose inverse.
- ✓ La nano-filtration.
- ✓ L'ultrafiltration.
- ✓ La Microfiltration [22].

II.6.3. Combinaisons de traitements (couplage)

L'hétérogénéité, la composition changeante d'une saison à une autre et d'une région à une autre, font des lixiviats de décharges des eaux très difficiles à traiter, c'est pour cela qu'un traitement à lui seul peut être insuffisant, d'où le besoin de combiner deux ou plusieurs traitements a fin de dépolluer au mieux ces eaux, le tableau II.3 Résume la différence de l'efficacité de certains traitements physico-chimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres [16] :

Tableau II.3 : Efficacité de certains traitements uniques et combinés [16].

	Résultat	Traitements combinés	Résultats
Coagulation	43 % de DCO	+ Oxydation par le H_2O_2 + Ozonation + Nano-filtration	73% de DCO 78% de DCO 80% de DCO
Osmose inverse	96 % de DCO	+ Photo Oxydation (UV) + Boue active + Evaporation	64% de DCO 99% de DCO 88% de DCO
Nano-filtration	> 65 % de DCO	+ Coagulation + Adsorption sur charbon actif + Adsorption sur charbon actif plus ozonation	80% de DCO 97% de DCO 99% de DCO
Adsorption sur charbon actif		+ Nitrification	55% de DCO 93% de NH_4^+

II.7. Traitement des boues :

Il n'existe pas de traitement d'épuration d'eau sans production de résidus concentrés contenant les matières de pollution et les produits de transformations insolubles. Ces résidus, appelés «BOUES», ont diverses origines. Il convient de les traiter d'une manière rationnelle, économique, sans pour autant conduire à d'autres nuisances.

Le traitement de ces boues se fait en différentes étapes [23] :

- **Réduction de la masse organique** : Par stabilisation (aérobie ou anaérobie), ou par digestion.
- **Épaississement des boues** : Soit par gravité, ou encore par flottation ou électroflotation.
- **Conditionnement des boues** : Un conditionnement qui sera chimique ou thermique.
- **Déshydratation des boues** : Qu'elle soit naturelle ou mécanique.

Après cela, les boues, selon leur origine, seront dans le cas général, incinérées, pour ce qui est des boues issues des processus physico-chimiques, les cendres qui en résultent seront

stockées en C.E.T de classe I. Quant aux boues biologiques, leur forte teneur en nutriments (N, P, ...) en fait de très bons fertilisants [23].

II.8. Lixiviats en station d'épuration urbaine

Le traitement des lixiviats dans une station d'épuration urbaine peut également être envisagé. Le transport de ces derniers s'effectue alors le plus souvent par citernes. On peut également les rejeter directement dans le réseau, après avoir effectué dans certains cas un prétraitement. Remarquons que lorsque les lixiviats sont pris en charge par une station d'épuration urbaine, ceux-ci ne représentent qu'une faible charge supplémentaire de pollution azotée et carbonée pour la station [24].

En cas de rejet de ces effluents dans le milieu aquatique, les effluents doivent respecter les valeurs limites.

Conclusion

Les lixiviats se chargent donc de polluants organiques, minéraux et métalliques et risquent ainsi de provoquer la pollution de la nappe phréatique.

Par leur caractère polluant, les lixiviats doivent être traités avant leur rejet éventuel en milieu naturel afin d'éviter la contamination des eaux souterraines. Des efforts permanents sont menés afin de doter les sites de stockage des déchets de drains pour capter les lixiviats avant de les traiter.

Ce chapitre a montré que chaque procédé est efficace à un type spécifique de pollution en ce qui concerne le traitement des lixiviats de décharges, par exemple :

- ✓ La coagulation-floculation permet l'élimination de MES et colloïdales.
- ✓ La nano-filtration permet de diminuer la concentration des métaux lourds.
- ✓ La précipitation à la chaux permet d'éliminer la pollution azotée et phosphatée.
- ✓ L'adsorption sur charbon actif est très efficace en ce qui concerne la diminution de la couleur et de la turbidité.

Tous ces traitements sont efficaces à des degrés différents, mais l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés.

Les facteurs principaux influençant le choix d'un traitement sont :

- ✓ Son efficacité.
- ✓ Son coût.
- ✓ La facilité de sa mise en œuvre.

Dans ce chapitre, nous allons décrire le matériel et les méthodes expérimentaux utilisés lors de cette étude.

Notre travail a pour objectif le traitement d'un lixiviat de la décharge de la commune de Corso (W.BOUMERDES) par :

❖ **Un procédé physico-chimique** : Coagulation-floculation, en utilisant deux coagulant (FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) et l'alginate comme floculant dans le but de déterminer les conditions optimales permettant un meilleur abattement de la pollution. Ainsi au cours de ces manipulations seront déterminés :

- Le taux de traitement pour chaque réactif ;
- Le pH optimal ;
- L'efficacité des coagulants ;
- Le rôle du floculant ;
- La masse de la boue formée ;

L'efficacité du traitement sera estimée en suivant la DCO de l'effluent après 20min de décantation. Ces indications peuvent être complètes avec d'autres renseignements (pH, masse de boues après décantation, R% d'élimination).

❖ **Un procédés biologique** à culture libre par boue activée dans un bioréacteur en mode discontinu où l'efficacité du traitement sera estimée en suivant la DCO au cours du temps.

❖ **Des Traitements combinés (couplage)** : la coagulation-floculation ainsi que le traitement biologique sont efficaces à des degrés différents, mais l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés. Dans notre étude nous avons étudié les combinaisons suivantes :

- Traitement biologique + filtration (Filtre à sable) ;
- Traitement biologique + adsorption sur charbon actif
- Traitement biologique + Mélanger à l'eau usée puis traitée biologiquement par boue activée.

❖ **Traitement par aération intensive** : On a réalisé une expérience qui consiste à remplir un Erlen meyer de volume de 2L avec du lixiviat sur lequel on a appliqué une aération forcée. L'efficacité du traitement sera estimée en suivant la variation de la DCO au cours du temps.

III.1. Echantillonnages

III.1.1. Récupération des lixiviats

Pour déterminer les différents paramètres contenus dans les lixiviats étudiés, nous avons choisis un point (P1) de prélèvement qui se situe au niveau du bassin provenant de casier.

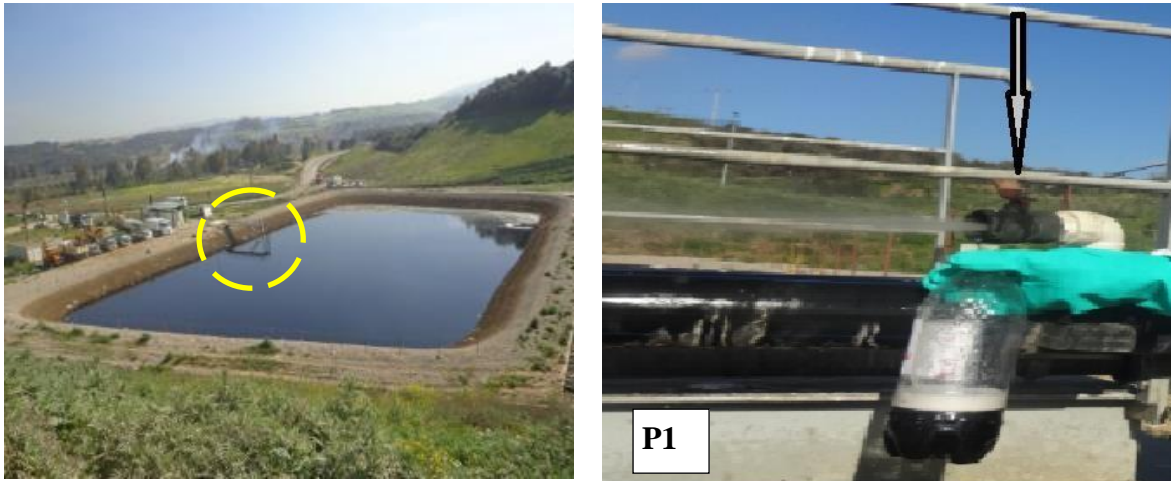


Figure III.1 : Point de prélèvement de notre échantillon dans le bassin de lixiviat de Centre d'Enfouissement Technique de CORSO

III.1.2. Conservation des lixiviats

Etant donné la variabilité des caractéristiques du lixiviat en fonction du temps, les échantillons ainsi prélevés sont stockés à une température de congélation de manière à limiter toute activité biologique. Les analyses des paramètres globaux sont réalisées dès réceptions des lixiviats.

Les analyses des paramètres globaux sont réalisées après décongélation du lixiviat à une température ambiante, il n'est donc pas exclu que de légères transformations, particulièrement celles de la matière organique se produisent durant la phase de stockage ou de décongélation. Or, bien que la matière organique du lixiviat soit constituée de composés considérés comme réfractaires à l'oxydation, il a été montré qu'après 15 jours de stockage au contact de l'air, la DCO pouvait diminuer de 9% [22].

III.1.3. Caractérisation du lixiviat

Les paramètres analysés pour caractériser le lixiviat de Corso, les méthodes et les normes sont résumées dans le tableau III.1

Tableau III.1 : Principe et référence des méthodes d'analyse.

Paramètres	Méthode	Normes
Température	Mesure directe avec thermomètre	
PH	Mesure directe avec pH-mètre	NFT 90-008
Conductivité	Mesure directes avec conductimètre	NFT 90-008
MES/MVS	Par différence de pesé	NFT 90-015
DCO	Oxydation par le bichromate + spectrophotométrie	ISO 6060-1989
DBO	Respiromètre	
Phénol	Spectrophotométrie	ISO 7150/1-1984
Nitrates (NO_3^-)	Spectrophotométrie	ISO 7890-3-1988
Nitrites (NO_2^-)	Spectrophotométrie	ISO 6777-1984
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique (Torche à plasma)	-

III.1.4. Procédés de traitement des lixiviats

III.1.4.1. Traitement physico-chimique (coagulation-floculation)

Lors des essais de coagulation-floculation, nous avons utilisé un jar test à quatre postes. La figure III.1, représente le dispositif expérimental (Jar test) utilisé pour cette étude. Les essais sont réalisés sur 500 ml de lixiviat : une quantité inférieure pourrait porter préjudice sur les résultats finaux. Le pH est ajusté par ajout du NaOH (2N) et HCl (5N).

**Figure III.2** : Description de dispositif expérimental (jar test)

a. Réactifs

Les divers réactifs utilisés dans nos essais se regroupent comme suit :

- ❖ **Effluent a traité** : lixiviat

❖ Coagulant utilisés :

- Chlorure ferrique FeCl_3
- Sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$

❖ Flocculant utilisé :

- **Flocculant organique naturel** : Alginate de sodium : polysaccharide (SIGMA)

❖ Réactifs pour ajuster le pH : solution HCl 5N et NaOH 2N**b. Appareillage**

- Jar test
- Spectrophotomètre
- Balance à précision
- pH mètre
- Système de filtration et papier filtre
- Verrerie courante de laboratoire
- Centrifugeuse

c. Mode opératoire

Lors des essais de coagulation-floculation, nous avons suivi le même protocole expérimental pour les deux coagulants utilisés

Essais 1 : Détermination de la dose optimale du coagulant

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500ml de lixiviat ;
- Ajouter alors des doses croissantes (entre 1 et 8 g/l) du coagulant ;
- Agiter rapidement (120tr/min) pendant 2min ;
- Réduire l'agitation à 30tr / min. et laisser le mélange sous agitation lente pendant 20min ;
- Arrêter l'agitation et laisser le mélange reposer pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette, un volume d'environ 100ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO et pH) ;
- Filtrer sur papier filtre préalablement pesé, sécher à 110°C et peser la quantité de la boue obtenue.

NB : la même procédure a été effectuée pour les autres coagulants utilisés.

Essais 2 : Détermination du PH optimal

Suivre le même protocole expérimental utilisé précédemment en fixant la dose optimale et en variant le pH de 4,5 à 8,5.

Essais 3 : Détermination de la dose optimal du flocculant

- ❖ Dans une série de béchers (jar test) :
- ❖ Introduire 500ml de lixiviat
- ❖ Ajuster le pH (pH optimum) à l'aide de la solution d HCl (ou NaOH).
- ❖ Ajuster la dose optimale du coagulant déterminée par le premier essai.
- ❖ Ajouter, pendant l'étape de floculation, des doses croissantes (entre 10 et 40 mg/l) du flocculant et suivre les même étapes que précédemment.

III.1.4.2. Traitement biologique (mode discontinu)

a. Matériel biologique :

La biomasse épuratrice utilisée dans notre étude, boue activée, a été fournie par la station d'épuration de Boumerdes.

b. Traitement proprement dit

Dans cette partie, nous parlerons des essais de traitabilité des lixiviats issus des déchets ménagers, par voie biologique. Il s'agit des lixiviats provenant du centre d'enfouissement technique de Corso (W boumerdes), ce dernier est modérément stable.

Le procédé biologique utilisé pour le traitement de lixiviat du C.E.T de Corso est réalisé dans un bioréacteur à culture libre par boue activée en mode discontinu muni d'un système d'aération et sous agitation. Les cinétiques de biodégradation du lixiviat ont été effectuées à une température avoisinant 30°C.

c. Dispositif expérimentale

Bioréacteur qui est représenté dans la figure III.4 et utilisé lors de nos expériences a été conçu et fabriqué au niveau notre laboratoire, il est constitué de :

- 1) Une enceinte ou récipient de volume 3L ;
- 2) Un moteur mécanique qui permet l'agitation ;
- 3) Un cristalliseur (bain marie) ;
- 4) Une résistance chauffante ;
- 5) Une pompe aquarium (aération) ;
- 6) Un diffuseur d'air ;
- 7) Boue activée.

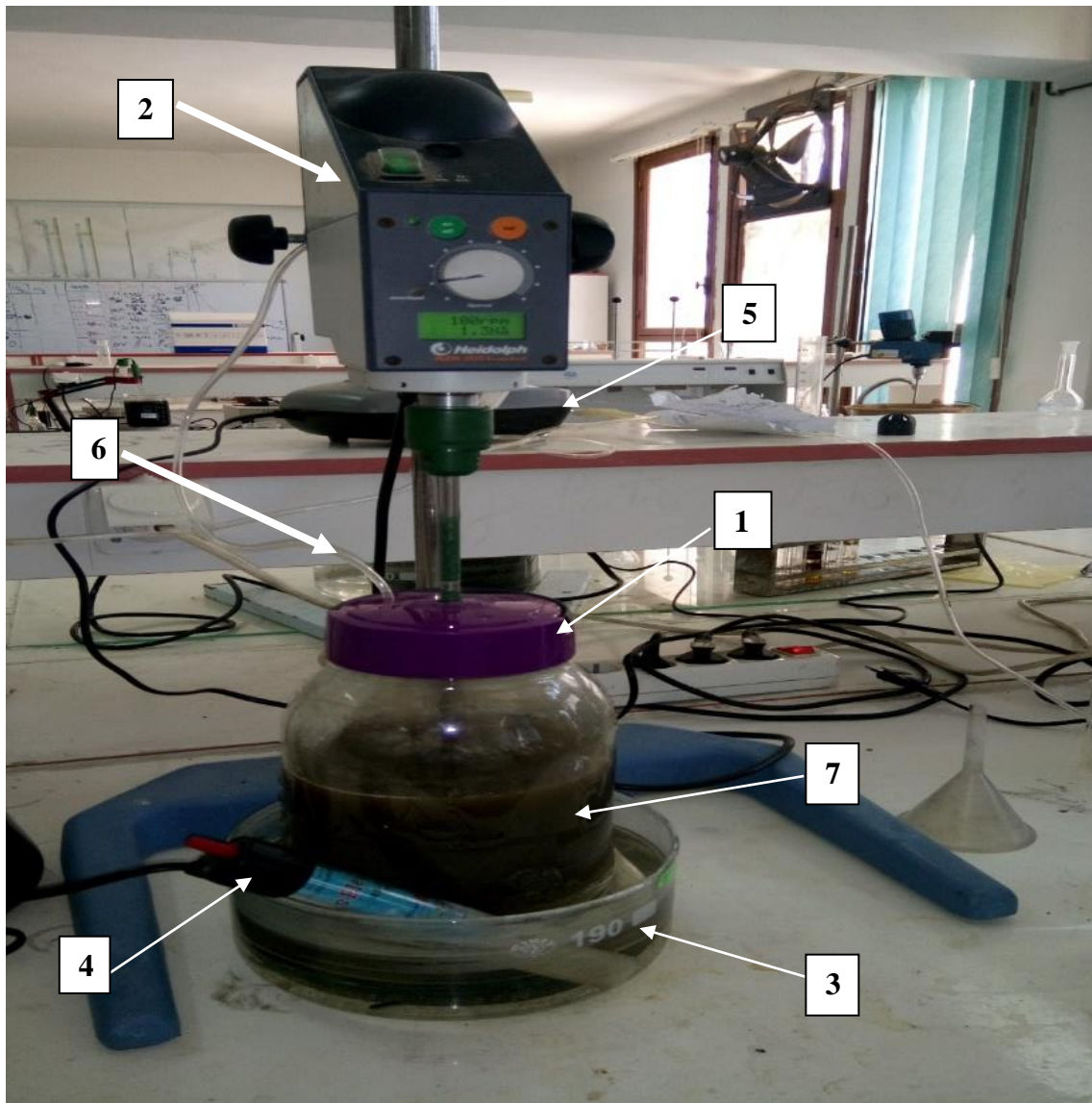


Figure III.4 : Bioréacteur

III.1.4.3. Filtre à sable

Dans une colonne de hauteur de 15 cm et un diamètre de 3 cm, contenant une couche de sable fin de 8cm. Lixiviat traverse ces couches avec un très faible débit (5 ml/min).

III.1.4.4. Charbon actif

Dans le cas du charbon actif, on suit le même principe seulement on remplace la couche du sable par le charbon actif ayant la même hauteur de 8cm.



Figure III.5 : Montage de filtre à sable et de charbon actif

III.1.4.5. Valorisation de la boue

Le charbon actif peut être préparé à partir de divers matériaux comme la tourbe, le lignite, la houille bitumeuse, le bois, pâte de bois ou de résidus pétroliers et la coque de noix de coco, les déchets agroalimentaires (carapaces de mollusques, pulpe de canne,...).

Notre travail consiste à valoriser les boues issues de la coagulation-floculation, et cela pour la préparation du charbon activé.

1. Méthode de préparation du charbon actif

Après filtration, la matière première (boues) est séchée dans une étuve à 105°C jusqu'à évaporation complète de l'eau, puis deux étapes sont suivies pour la préparation du charbon.

a. Activation chimique

Le but de l'activation est la formation des pores, pour cela nous avons utilisé une solution d'acide phosphorique H_3PO_4 (1mole /L) comme agent activant.

➤ Mode opératoire

Dans un ballon muni d'un réfrigérant dans lequel circule de l'eau de refroidissement, on introduit une quantité de boue sèche bien déterminée (20g), on lui ajoute l'agent activant (260 ml) et on porte à l'ébullition pendant deux heures.



Figure III.6 : Image de dispositif expérimental

b. Carbonisation

Après avoir activé les boues sèches, une calcination est recommandée afin d'expulser le CO et le CO₂, ainsi que les acides organiques et d'autres matière volatile en laissant un carbone presque pur.

➤ Mode opératoire

Une fois l'échantillon activé, il est transféré dans un four à une température de 300°C pendant 30min. Le charbon est ensuite lavé à l'eau distillée dont le but d'éliminer les traces de l'agent activant et les cendres.

Après un séchage à l'étuve, le charbon activé est prêt à l'utilisation.

IV.1. Composition des lixiviats de C.E.T de Corso

Les lixiviats de décharges renferment de nombreux contaminants organiques et minéraux souvent très toxiques. Leur composition varie ainsi en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques. Afin de caractériser ces lixiviats, des analyses physico-chimiques ont été effectuées. Les analyses physico-chimiques que nous avons effectuées sur les lixiviats du C.E.T de Corso sont représentées dans le tableau IV.1 :

Tableau IV.1 Caractérisation de lixiviat de C.E.T de Corso au niveau de bassin.

Paramètres à analyser	Résultats	Norme
Date de prélèvement : 17 /04/2016		
pH	8,34	6,5 et 8,5
Odeur	Nauséabonde	/
Couleur	Noir	/
Température (°C)	15,2	30
Conductivité (ms/cm)	18,251	/
Turbidité (NTU)	500	/
DCO (mg d'O ₂ /L)	6000	120
MES (mg/L)	400	35
MVS (%)	69,7	/
NO ₃ ⁻ (mg/L)	53	/
NO ₂ ⁻ (mg/L)	12,716	/
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	37,68	/
Lipides totaux (mg/L)	220	30
Pb (mg/L)	0	0,5
Cu (mg/L)	0	0,5
Zn (mg/L)	0,3	3
Cr (mg/L)	< 0,2	0,25
Cd (mg/L)	0	0,5
Hg (mg/L)	0	0,01
Ni (mg/L)	0,2	0,5

IV.2. Discussion des paramètres :

➤ La couleur

Le lixiviat étudié arborait une couleur noire ceci doit être dû essentiellement aux MES et à la présence des ions de sulfure dont le pouvoir colorant est élevé.

➤ L'odeur

Les lixiviats des deux sites dégagent une odeur nauséabonde, très prononcée.

➤ Le pH

Dans l'étude des lixiviats, le pH est un indicateur qui permet de se situer dans les différentes étapes de dégradation des déchets. Des pH inférieurs à 7 sont caractéristiques des premières phases de dégradation des déchets (phase acidogène). Le pH remonte au cours des phases suivantes et se stabilise autour de 7-8 durant la phase de méthanogènes [36].

Ce pH 8,34 se trouve dans l'intervalle de la norme de rejet en milieu naturel (6,5 et 8,5).

➤ Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente [36].

La conductivité de notre échantillon a une valeur moyenne de 18,251 (ms/cm) ce qui justifie une pollution minérale importante, cela peut s'expliquer par un état de dégradation plus avancée ou une importante dilution dans le bassin. La réglementation sur les rejets en stations d'épurations ou milieu naturel ne prévoit pas de limite pour ce paramètre.

➤ La Température

Le lixiviat jeune présente une température moyenne élevée de 26,8 °C due aux réactions exothermiques du réacteur. Cependant le lixiviat intermédiaire possède une température au voisinage de 17 °C qui est en relation avec la température ambiante.

Ces températures favorisent le développement de la flore mésophile mais restent inférieures à la norme de rejet qui est de 30 °C [7].

➤ **La Demande Chimique en Oxygène (DCO)**

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non d'une eau à l'aide d'un oxydant fort, le bichromate de potassium sous des conditions données [36].

La matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets car elle subit de multiples transformations au cours des différentes étapes de dégradation. La Demande Chimique en Oxygène fait partie des principaux paramètres dont la mesure est imposée par la réglementation [36].

Le résultat d'analyses présente une valeur qui est 6000 mg d'O₂/L, Cette forte DCO rencontrée est due à la fraction organique constituée partiellement d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables. Les valeurs de DCO sont très élevées par rapport à la norme qui est de 120 mg d'O₂/L pour le rejet dans le milieu naturel.

➤ **Les Nitrate et les Nitrites (NO₃⁻ et NO₂⁻)**

Les concentrations moyennes mesurées pour les nitrates sont de 53 (mg/l), et celle de nitrites sont de 12.716 (mg/l).

Ceci explique le fait que le lixiviat est modérément stable il y a donc dénitrification c'est un procédé qui repose sur la transformation du nitrate en nitrite.

➤ **Les ortho-phosphates (PO₄³⁻)**

Le phosphore est présent dans les lixiviats sous différentes formes :

- ✓ Phosphore organique : comme les phospholipides, les phosphoprotéines.
- ✓ Phosphore minéral : dérivé de l'acide phosphorique comme les ortho-phosphates (PO₄³⁻, H₂PO₄ et HPO₄²⁻). L'ensemble des formes organiques et minérales constitue le phosphore total.

La présence de phosphore dans les eaux entraîne un développement important des algues microscopiques et macroscopiques [7].

Le résultat moyen obtenu en ortho-phosphates est de 37.68 (mg/L). Nous remarquons que cette valeur est très élevée par rapport à la norme de rejet qui est de 10 (mg/l).

➤ **Matière en suspension (MES)**

Il s'agit de la quantité de matière en suspension dans l'eau, d'origine organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ...), ou minérale (sables, limons, argiles, ...). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Elles correspondent à la pollution solide [36].

En générale, la turbidité de l'eau est causée par des particules de matière inorganique (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matière organique et d'hydroxyde de métal (le Fer par exemple) [36].

Les lixiviats de la décharge de Corso sont très chargés en MES, les concentrations moyennes en MES et 400(mg/L). Les lixiviats de C.E.T de Corso sont très chargés en MES, ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 35 mg/l.

➤ **Matière Volatile Sèche (MVS)**

On entend par matières volatiles sèches la partie des matières en suspension susceptibles d'être volatilisées à 565 °C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. La valeur obtenue atteint 69,7 %.

➤ **Les métaux lourds**

L'étude de la pollution métallique montre que la teneur en Nickel, en Zinc et en chrome sont à l'état de trace. Le plomb, le Mercure, le cuivre et cadmium n'ont pas été détectés. En effet ces résultats ont été obtenus après la filtration des échantillons.

IV.3. Traitement des lixiviats de C.E.T de Corso

Cette partie porte sur le traitement du lixiviat jeune de C.E.T de Corso prélevé au point P1 par les deux procédés de traitement suivants :

- ✓ Traitement physico-chimique (par coagulation floculation) ;
- ✓ Traitement biologique (Batch process).

Et aussi des traitements complémentaires seront appliqués

IV.3.1. Traitement par coagulation floculation

Rappelons que l'objectif de notre étude est de traiter du lixiviat de décharge de CORSO chargé en matière organique colloïdale en suspension, et de matière alcalin et riche en métaux lourds qui se traduit par une forte concentration en DCO (6000 mg d'O₂/L). Afin de réduire ces paramètres, nous proposons un traitement par coagulation dans un premier temps où nous allons essayer de déterminer la dose optimale du coagulant qui éliminera un maximum de DCO ainsi que le pH optimal du coagulant. Une fois ces deux paramètres optimisés, nous entamerons la partie coagulation floculation, où nous allons étudier l'efficacité d'un floculant naturel (Alginate de sodium) sur l'abattement de la DCO.

IV.3.1.1. Etape de Coagulation (1^{er} méthode)

Cette méthode consiste d'abord à optimiser la dose du coagulant puis à chercher la valeur optimale de pH.

a. Optimisation de la dose du coagulant FeCl₃

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du coagulant FeCl₃ sur le processus de coagulation-floculation, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses du coagulant (0.5 à 8 g/L). La variation de la DCO en fonction des différentes doses appliquées, est représentée sur le graphe suivant :

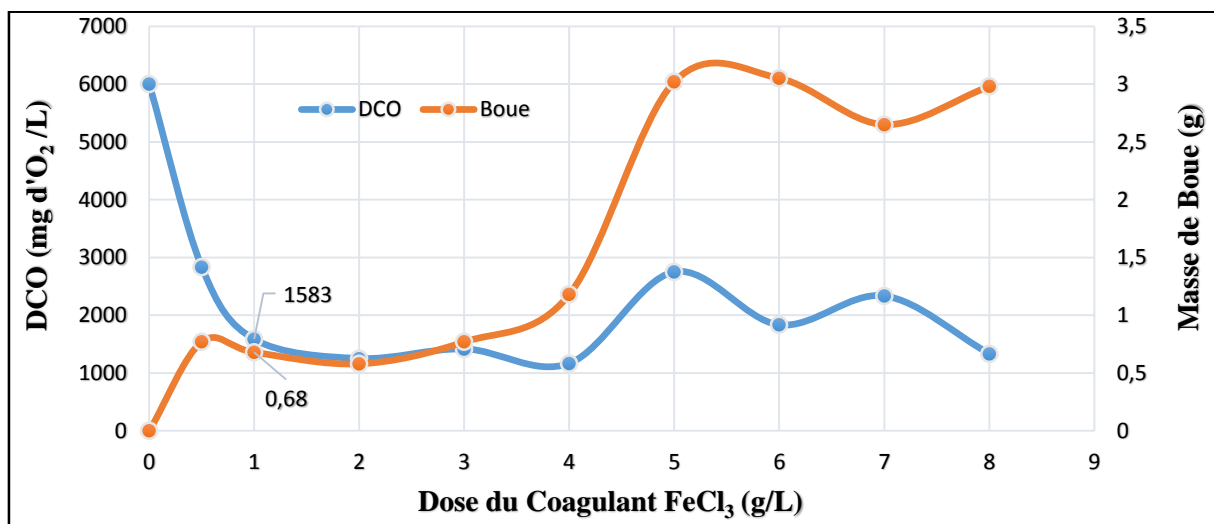


Figure IV.1 : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant FeCl₃

Il ressort de la figure IV.1, que l'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution de la valeur initiale de DCO (6000 mg d'O₂/L) jusqu'à 1166 mg d'O₂/L

correspondant à une concentration de 4 g/l de coagulant qui se traduit par un taux d'abattement de 80.57 %. Afin d'économiser la dose de coagulant nous avons choisi 1 g/L vu son taux d'abattement est de 73 .62 % qui n'est pas aussi différente que la valeur initiale (la différence vaut 7%). Au-delà de 4 g/L, la valeur de la DCO augmente de nouveau à 3833 mg d'O₂/L cela revient à la surdose des particules qui entraîne une demande d'oxygène qui reste faible par rapport à celle des matières initiales. Parallèlement, l'addition progressive des doses de coagulant entraîne une production de boue ayant une masse 0,68 g, c'est due au fait que les colloïdes sont pigées et décantées ce qui explique la diminution de la valeur de la DCO 1166 mg d'O₂/L.

b. Optimisation de pH de la dose du coagulant FeCl₃

Sachant que la variation du pH influe sur la coagulation - flocculation, il nous a paru utile d'étudier l'influence de ce paramètre sur notre procédé. Pour cela une série d'expériences a été effectuée en fixant la dose optimale du coagulant à 1 g/L et en variant le pH de (4 à 7,5). Les mesures de la DCO qui sont illustrées sur la figure suivante, nous montrent que cette dernière diminue en augmentant le pH jusqu'à atteindre une valeur minimale qui est 1333 mg d'O₂/L pour un pH de 4,5 et une masse de boue assez importante de valeur 3,83 g. Cela revient à l'ajout du coagulant qui entraîne la formation d'hydroxyde du métal avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse) ce qui explique la diminution de la valeur du pH qui induit à la formation des précipités, ainsi que l'importante masse de la boue.

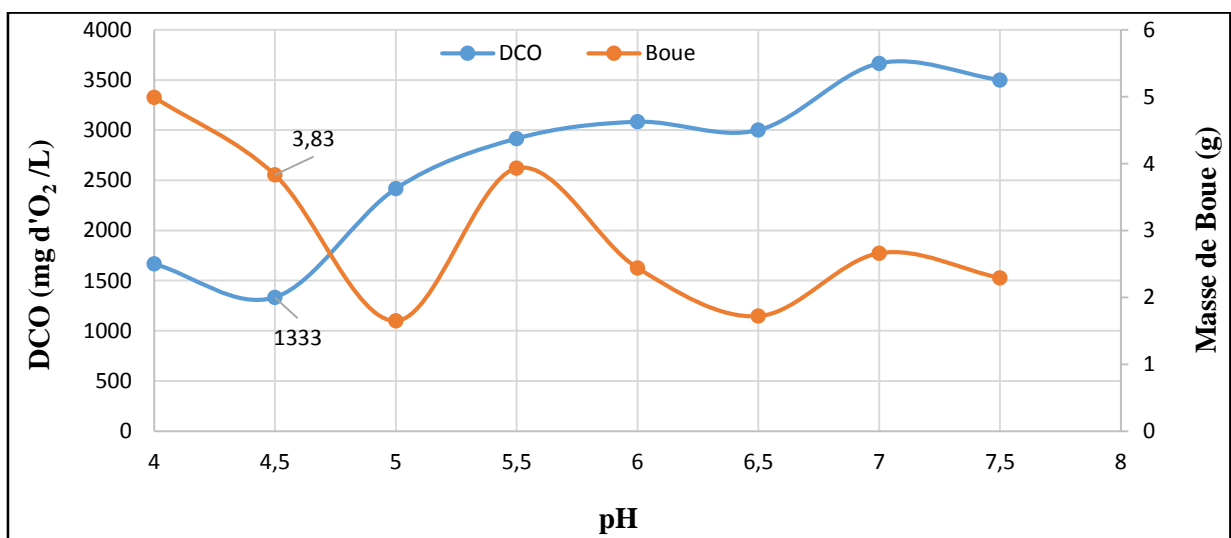


Figure IV.2 : Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulant FeCl₃

c. Optimisation de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

De même, nous avons voulu étudier l'effet de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$ sur le processus de coagulation-floculation. Donc des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant (1 à 8 g/L). La variation de la DCO, et de la masse de boue formée en fonction des différentes doses appliquées sont représentées sur la figure suivante :

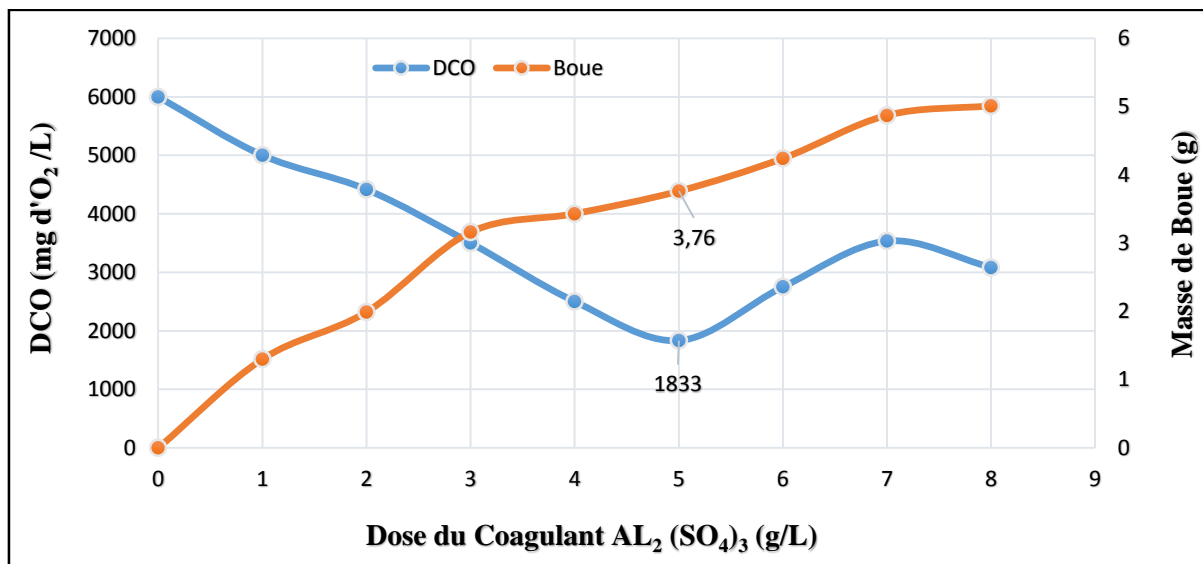


Figure IV.3 : Variation de la DCO et la masse de boue en fonction des doses du coagulant $Al_2(SO_4)_3$.

D'après la figure IV.3, on remarque que l'addition du coagulant a provoqué une diminution de la valeur de la DCO de 6000 (mg d' O_2 /L) jusqu'à atteindre une valeur de DCO de 1833mg d' O_2 /L pour une dose de coagulant de 5 g/L. Cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes. Donc, on peut dire que cette valeur 5 g/L est la concentration optimale de ce coagulant dans ce rejet, Au-delà de 5 g/L, la valeur de la DCO augmente de nouveau à 3833 mg d' O_2 /L cela revient à la surdose des particules qui entraîne une demande d'oxygène qui reste faible par rapport à celle des matières initiales.

Nous remarquons aussi que la courbe associée à la formation des boues est inversement proportionnelle à celle de la DCO. En effet l'élimination de la DCO se traduit par la formation de flocons denses Parallèlement, l'addition progressive des doses de coagulant entraîne une production de boue de masse 3.76 g, qui correspondent à la valeur de DCO la plus faible.

d. Optimisation de pH de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

Dans cette partie nous avons fait la variation du pH du milieu réactionnel de 4,5 à 7,5 en gardant la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$ fixée à la valeur déduite précédemment 5 g/L, la figure suivante présente la variation de la DCO en fonction du pH initial de la dose du coagulant :

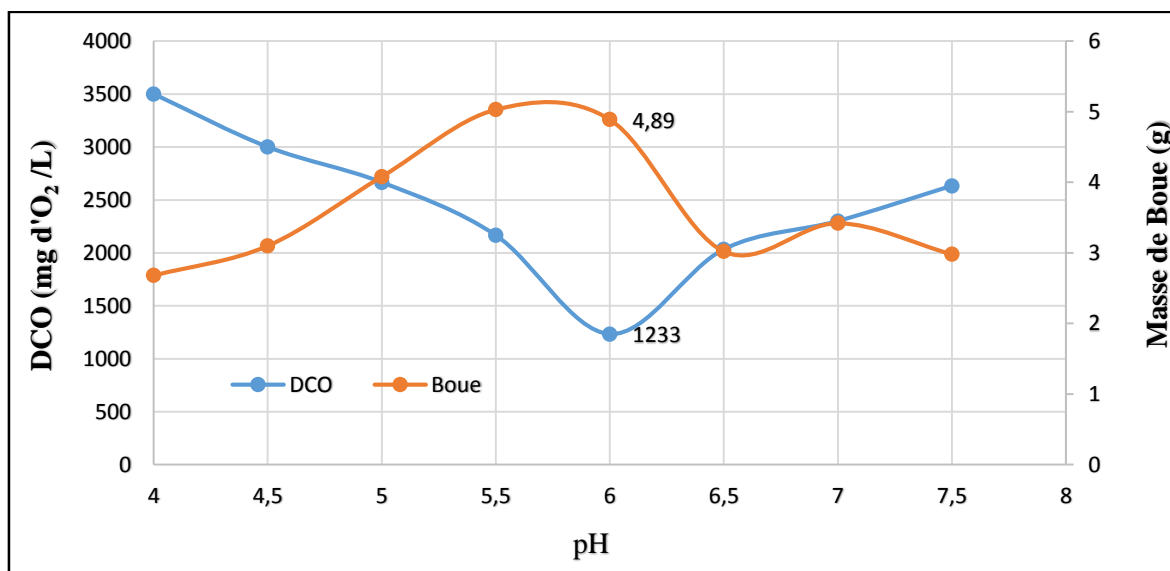


Figure IV.4 : Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

La figure IV.4, nous montre que la DCO diminue en augmentant le pH jusqu'à une valeur minimale qui est 1233 mg d'O₂/L pour un pH optimal de 6 et une masse de boue assez importante de valeur 4.89 g. Cela revient à l'ajout du coagulant qui entraîne la formation d'hydroxyde du métal avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse) ce qui explique la diminution de la valeur du pH ce qui induit à la formation des précipités $Al(H_2O)_3OH$ ainsi que l'importante masse de la boue. On constate aussi que le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation puisque le taux d'abattement est de l'ordre de 79.45%.

e. Comparaison entre les deux coagulants

Nous avons voulu faire une comparaison entre les deux coagulants utilisés afin de voir quel celui qui nous donnera un meilleur abattement de la DCO

❖ En fonction de la dose du coagulant

D'après la figure IV.5, le meilleur rendement est observé pour le coagulant $FeCl_3$

avec la dose de 1 g/L avec un taux d'abattement de la DCO de 73,62 %. Alors que pour le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ un taux d'abattement de DCO est de l'ordre de 69,45 % et ce pour la dose de 5 g/L.

Nous constatons ainsi que le chlorure ferrique est le meilleur coagulant car de très bon rendement d'élimination ont été obtenus à faibles doses.

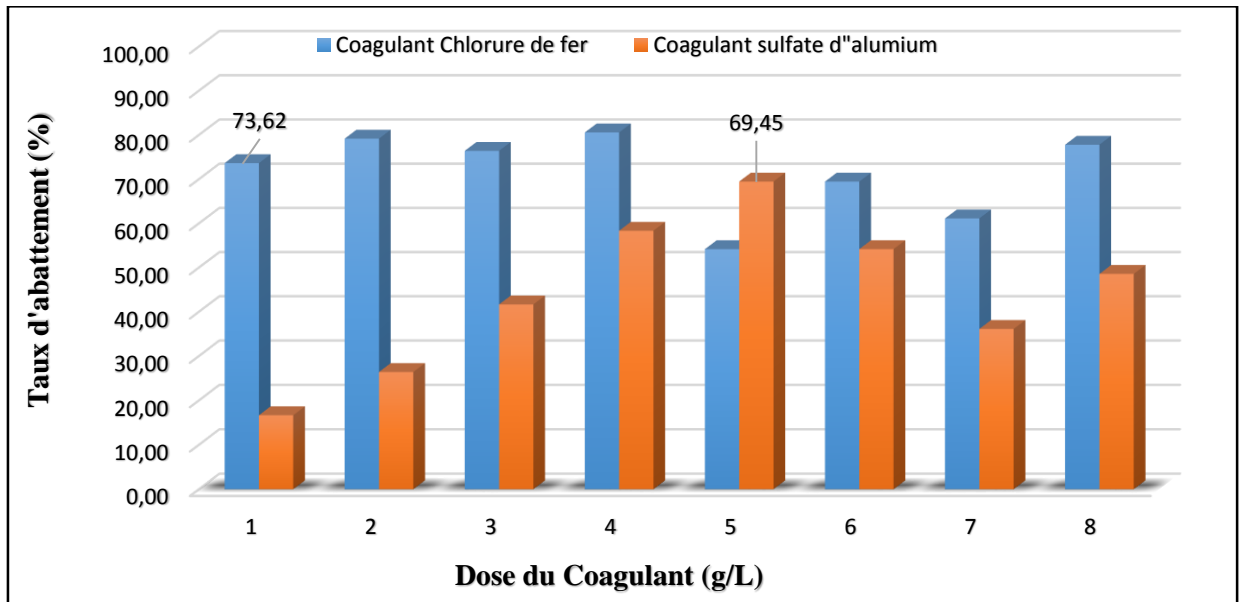


Figure IV.5 : Comparaison entre les deux coagulants par rapport au différent dose

❖ En fonction du pH

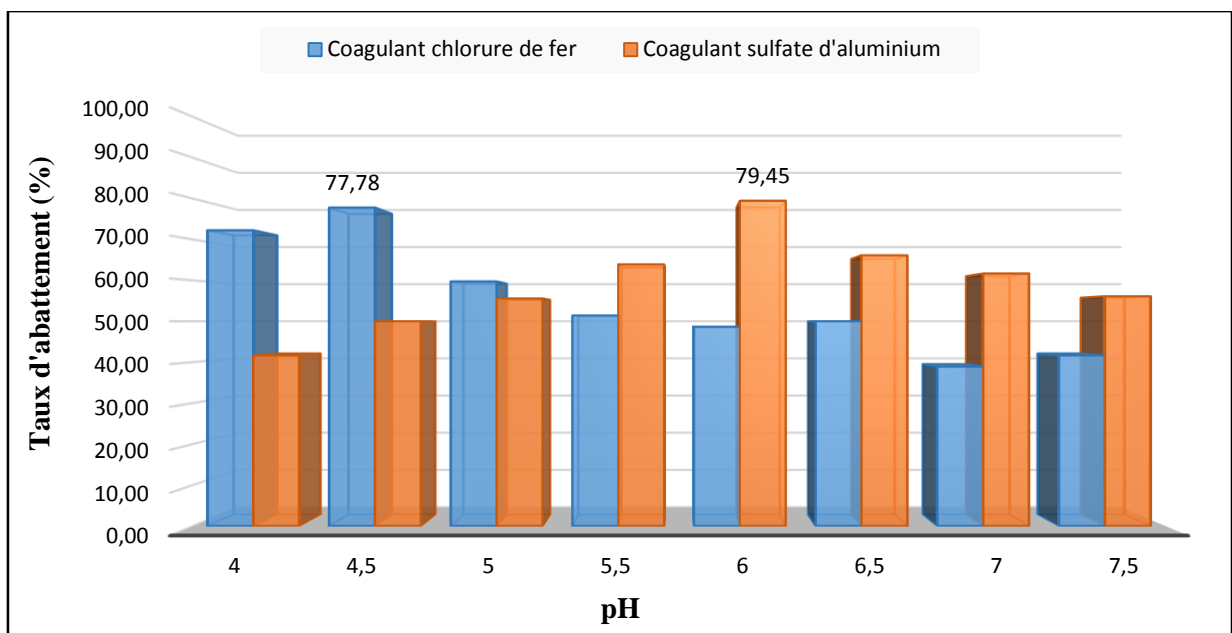


Figure IV.6 : Comparaison entre les deux coagulants

La figure IV.6, illustre la variation des taux d'abattement de DCO en fonction des valeurs de pH pour les deux coagulants étudiés. Le meilleur rendement est observé à pH 6 pour le coagulant $Al_2(SO_4)_3$ avec un maximum d'abattement de la DCO de 79.45 % et de 77.78 % pour le coagulant $FeCl_3$ à pH de 4,5.

IV.3.1.2. Etape de la coagulation-floculation (1^{er} méthode)

Pour notre étude on a choisi d'étudier l'effet du flocculant naturel qui est l'alginate de sodium sur la coagulation-floculation, et ce afin d'améliorer l'abattement de la DCO. Les doses de flocculant ont été variées de 0,1 à 0,4 g/L, tout en fixant la dose optimale des deux coagulants et la valeur du pH optimal.

a. Optimisation de la dose du flocculant « alginate » du coagulant

$Al_2(SO_4)_3$

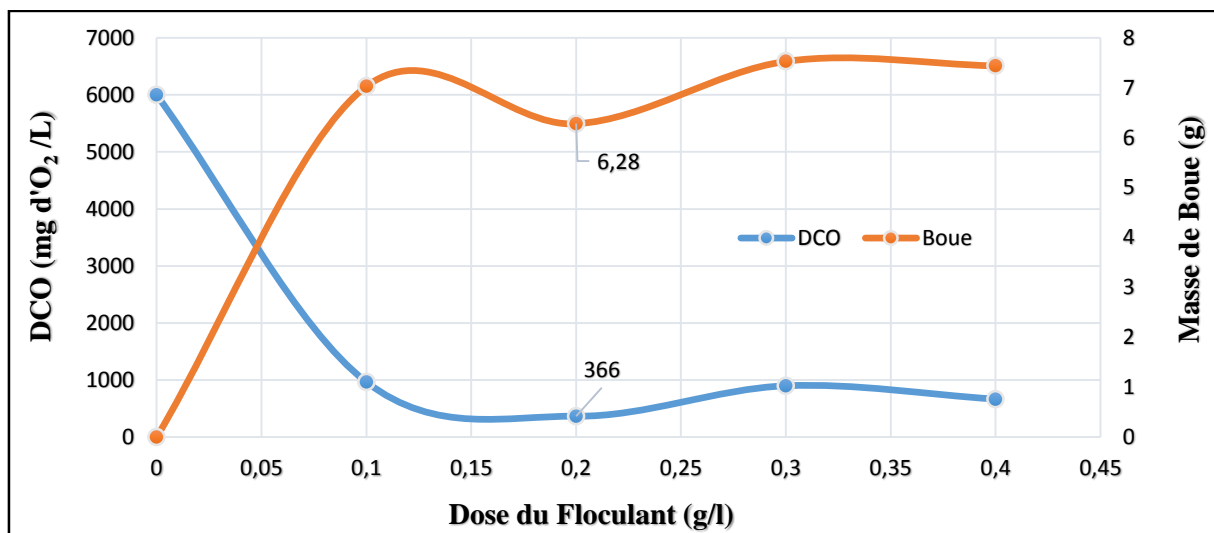


Figure IV.7 : Variation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium.

Les résultats obtenus après l'ajout de différentes doses du flocculant sont nettement meilleurs qu'avec le traitement par $Al_2(SO_4)_3$. Une dose de 5 g/L de $Al_2(SO_4)_3$ nous a permis d'obtenir 1233 mg d'O₂/L de DCO qui correspond à une masse de boue de 4.89 g, mais l'ajout de l'alginate au traitement par le $Al_2(SO_4)_3$, nous a permis d'atteindre les 366 mg d'O₂/L avec une dose de 0.2 g/L d'alginate, et un rendement d'élimination de 93.9%. (Figure IV.7)

Pour la boue on a enregistré une masse de 6.28 g meilleur que celle obtenu avec le traitement par $Al_2(SO_4)_3$ cela démontre que la floculation avec l'alginate conduit à une meilleure décantation.

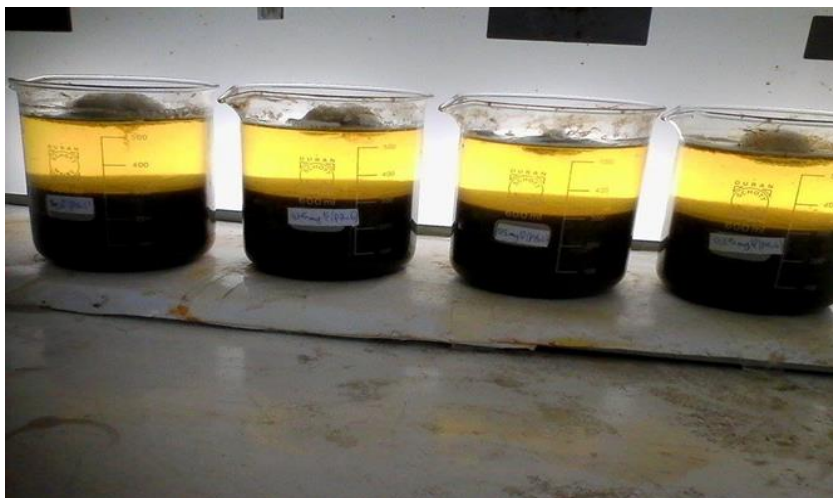


Figure IV.8 : Photo de traitement de lixiviat par flocculant « alginate » du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

b. Optimisation de la dose du flocculant « alginate » du coagulant $FeCl_3$

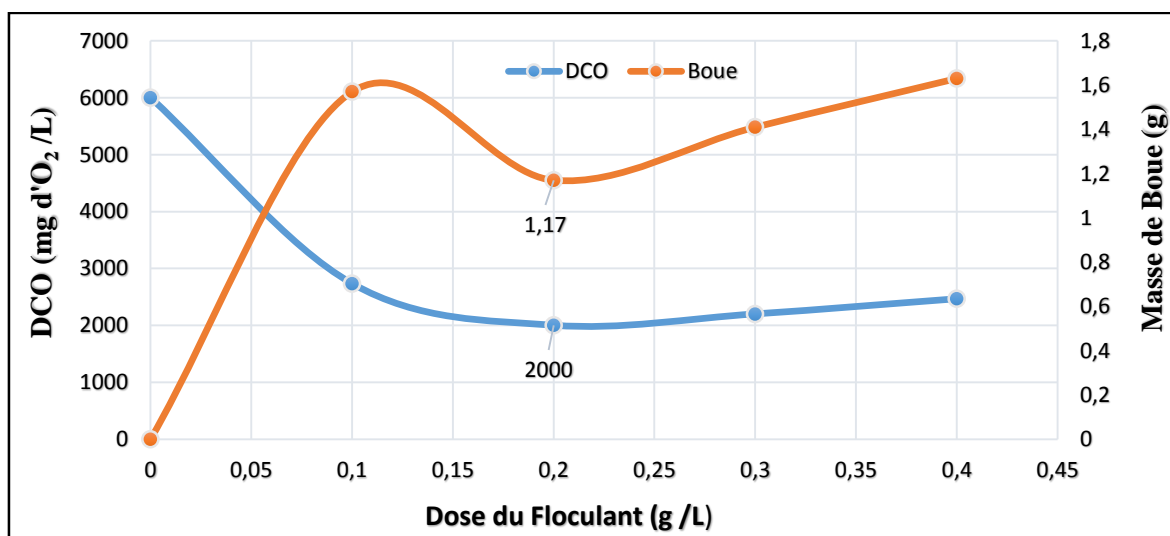


Figure IV.9 : Valorisation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

D'après la figure IV.9, on remarque que l'addition progressive des doses du flocculant a entraîné une diminution de la DCO pour atteindre 2000 mg d'O₂/L, qui correspondent à une concentration de 0.2 g/L d'alginate, le taux d'abattement est de l'ordre de 66.66%. Cela est dû à la coagulation qui déstabilise les MES et fait diminuer par conséquent la demande

en oxygène chimique, nous constatons donc que l'ajout de l'alginate n'a pas amélioré le taux d'abattement de la DCO en comparant à celui obtenu par les essais ultérieurs.

c. Comparaison entre les deux traitements de coagulation-floculation

Comme le montre la figure IV.10, la combinaison de $Al_2(SO_4)_3$ avec le flocculant d'alginate nous permet de avoir une DCO de 366 mg d' O_2 /L avec un taux d'abattement de 93.9%. On constate que cette diminution est importante par rapport à l'utilisation du coagulant seul, et ce pour une dose de 5 g/L et cela revient bien sûr à l'aide coagulant (alginate) qui permet d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation, car il agit par adsorption et pontage entre les particules colloïdales. Alors que la combinaison de $FeCl_3$ avec le flocculant d'alginate a permis d'avoir un abattement de 66.67% de la DCO.

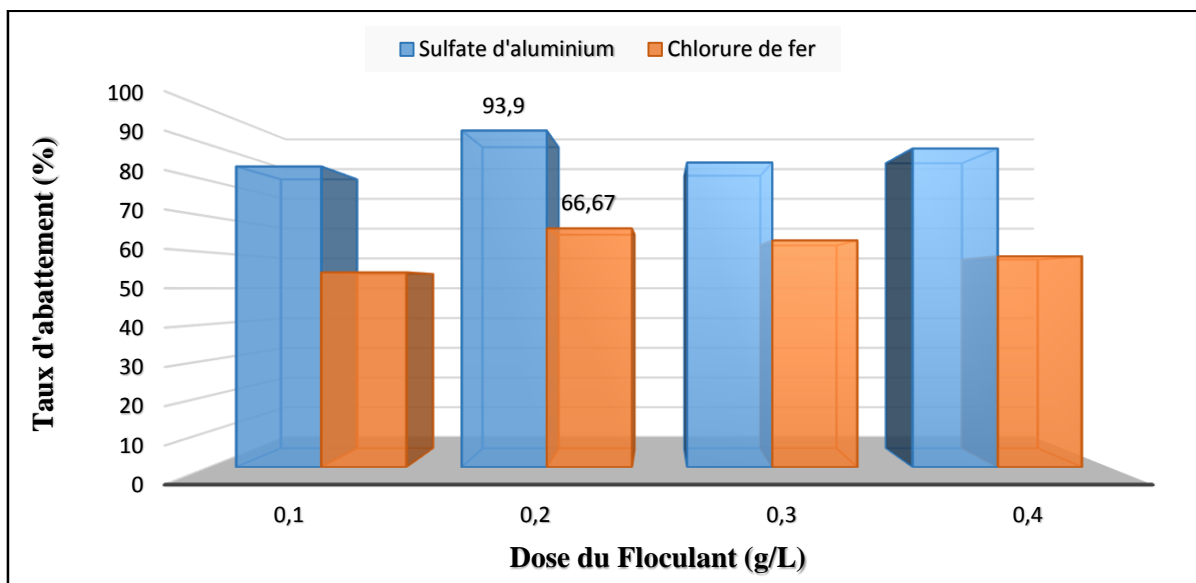


Figure IV.10 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

IV.3.1.3. Etape de coagulation (2^{ème} méthode)

Comme le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque effluent à traiter, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation est optimale, elle est fonction du coagulant utilisé, de la concentration et de la composition de l'effluent à traiter. Les floes sont des précipités d'hydroxyde de métaux, leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer sont de 4 à 6 et celles des oxydes d'aluminium sont de 5 à 7 [33]. Pour

cela, une série d'expériences a été effectuée en fixant les pH de FeCl_3 à 4,5 et d' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ à 6, et en variant les doses des deux coagulants.

a. Optimisation de la dose du coagulant FeCl_3

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du coagulant FeCl_3 sur le processus de coagulation-floculation, une série d'essais ont été effectuées à plusieurs doses du coagulant (1 à 4 g/L) en fixant le pH à 4,5. La variation de la DCO en fonction des différentes doses appliquées, est représentée sur la figure IV.11 :

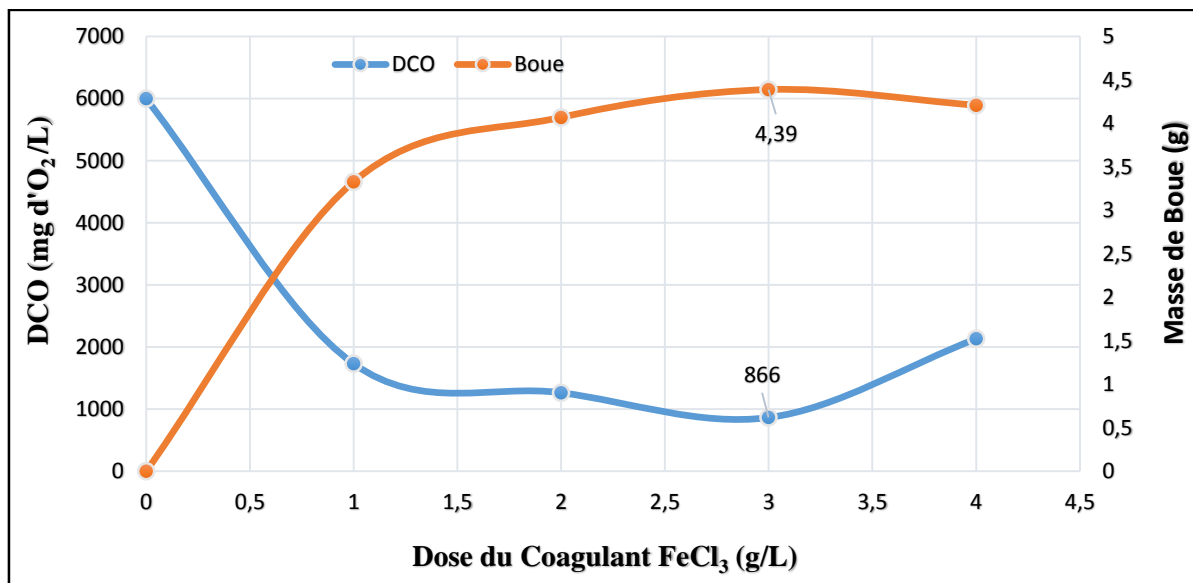


Figure IV.11 : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant FeCl_3

La figure IV.11, illustre la variation de la DCO et la masse de boue en fonction des doses du coagulant FeCl_3 , on note d'après cette figure que la DCO diminue avec l'augmentation des doses du coagulant, une valeur minimale de 866 mg d' O_2 /L a été obtenue pour une dose du coagulant de 3 g/L qui se traduit par un taux d'abattement de 85,56%. Cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes. Parallèlement, l'addition progressive des doses de coagulant entraîne une production de boue ayant une masse 4,39 g, c'est due au fait que les colloïdes sont piégés et décantés ce qui explique la diminution de la valeur de la DCO 866 mg d' O_2 /L.

b. Optimisation de la dose du coagulant $AL_2(SO_4)_3$

De même, nous avons voulu étudier l'effet de la dose du coagulant $AL_2(SO_4)_3$ sur le processus de coagulation-floculation. Donc une série d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant (1 à 8 g/L) en fixant le pH à 6 pour tous les doses. La variation de la DCO, et de la masse de boue formée en fonction des différentes doses appliquées est représentée sur la figure IV.12 :

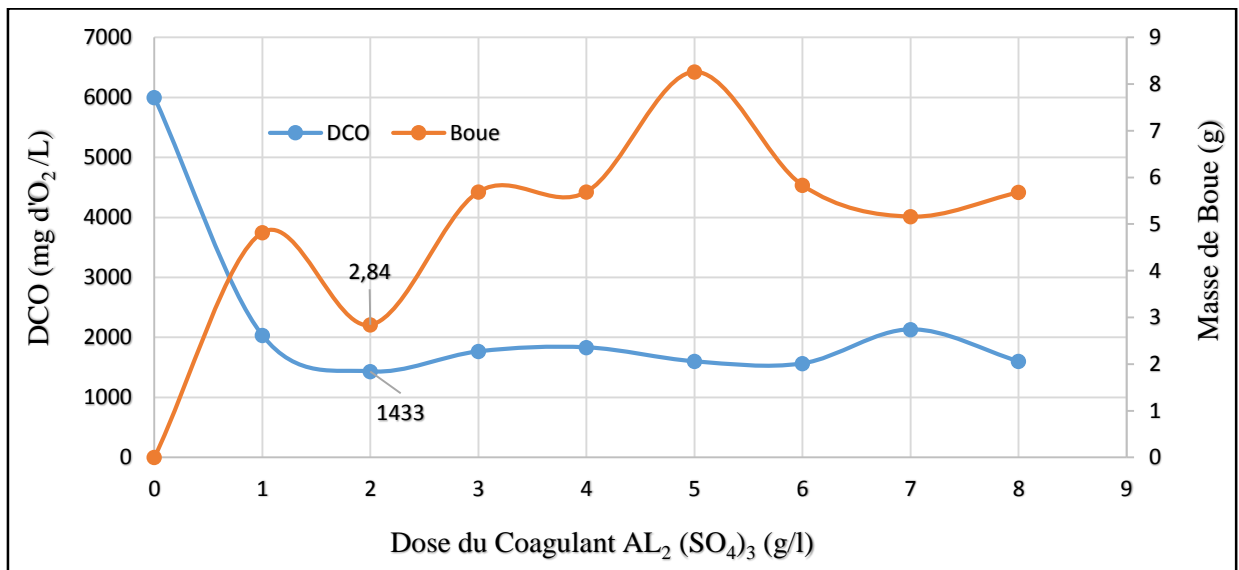


Figure IV.12 : Optimisation de DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant $AL_2(SO_4)_3$

Il de la figure IV.12, montre que l'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution de la valeur de DCO jusqu'à 1433 mg d' O_2 /L correspondant à une concentration de 2 g/l de coagulant qui se traduit par un taux d'abattement de DCO de 77,11 %. Et cela est dû à l'introduction des particules du coagulant qui piègent les matières organiques et font diminuer par conséquent la demande en oxygène chimique. Au-delà de 2 g/l, la valeur de la DCO reste presque stable. L'addition progressive des doses de coagulant entraîne aussi une augmentation de la masse de boue.

c. Comparaison entre les deux coagulants

D'après la figure IV.13, on remarque que le meilleur rendement est observé pour le coagulant FeCl_3 avec un taux d'abattement de la DCO de 85,57 %. Alors que pour le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ un abattement de la DCO de 76,12 % étés observés.

Nous constatons ainsi que le chlorure ferrique est le meilleur coagulant pour traiter notre lixiviat car de très bon rendement d'élimination ont été obtenus par ce dernier.

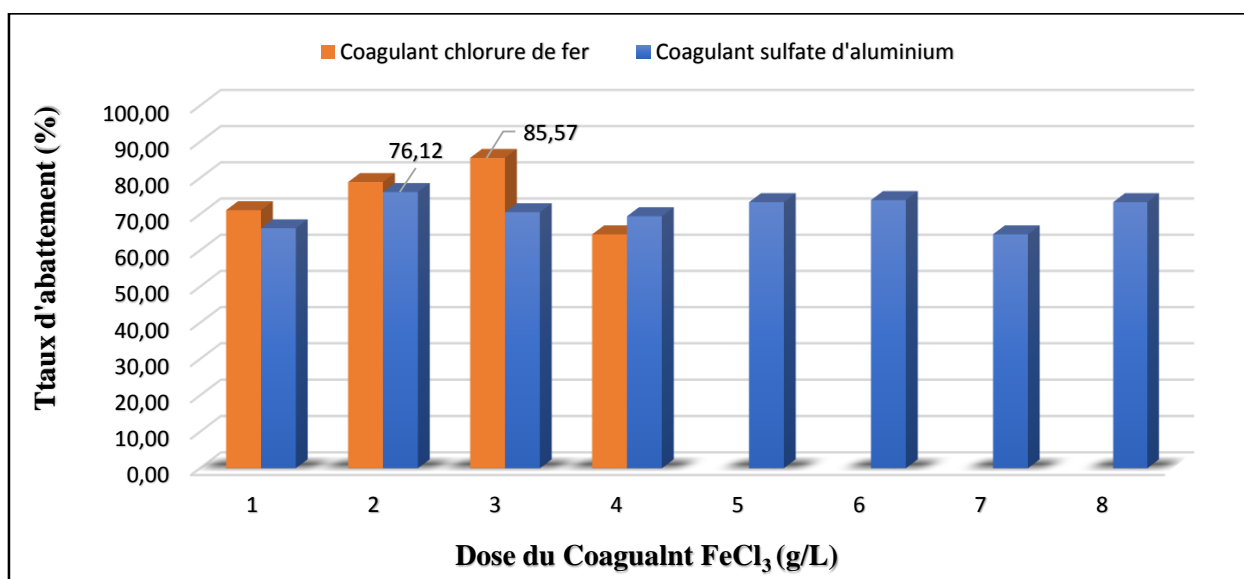


Figure IV.13 : Comparaison entre les coagulants

IV.3.1.4. Etape de la coagulation-floculation (2^{em} méthode)

Pour notre étude on a choisi d'étudier l'effet du flocculant naturel qui est l'alginate de sodium sur la coagulation-floculation, et ce afin d'améliorer l'abattement de la DCO. Les doses de ce dernier ont été variées de 0,1 à 0,4 g/L, tout en fixant la dose optimale des deux coagulants et la valeur du pH optimal.

a. Optimisation de la dose du flocculant « alginate » du coagulant FeCl_3

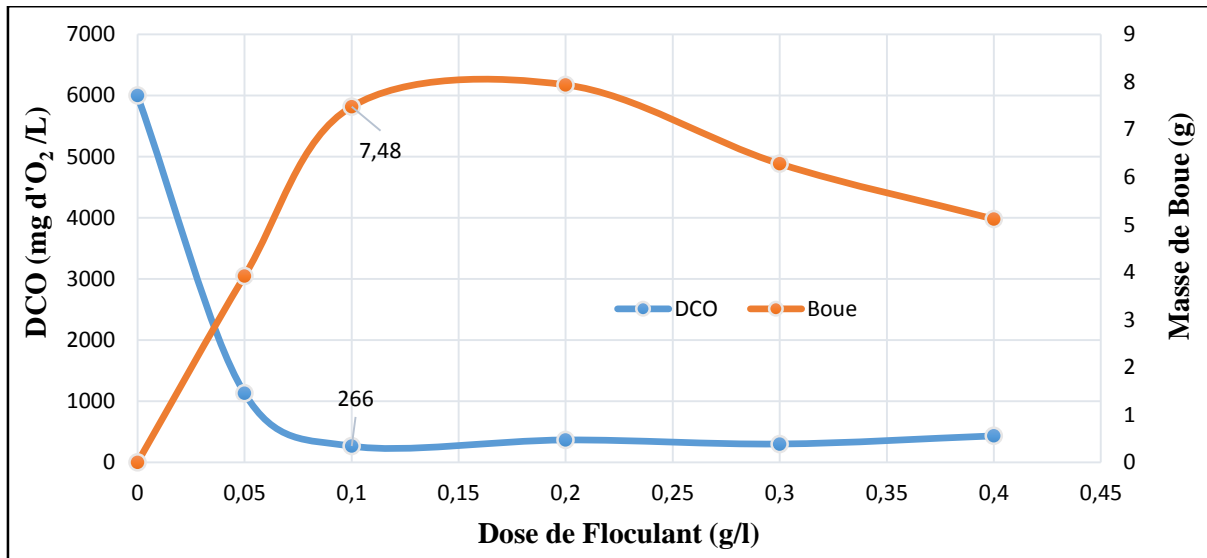


Figure IV.14 : Valorisation de la DCO et boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

Les résultats obtenus après l'ajout de différentes doses du flocculant sont nettement meilleurs qu'avec le traitement par FeCl_3 . Une dose de 3 g/L de FeCl_3 nous a permis d'obtenir 866 mg d'O₂/L de DCO qui correspond à une masse maximum de boue de 4,39 g, mais l'ajout de l'alginate au traitement par le FeCl_3 nous a permis d'atteindre les 366 mg d'O₂/L avec une dose de 0,1 g/L d'alginate, et un rendement d'élimination de 95,57%. (figure IV.14)

Pour la boue on a enregistré une masse de 7,48 g meilleur que celle obtenue avec le traitement par FeCl_3 cela démontre que la floculation avec l'alginate conduit à une meilleure décantation.

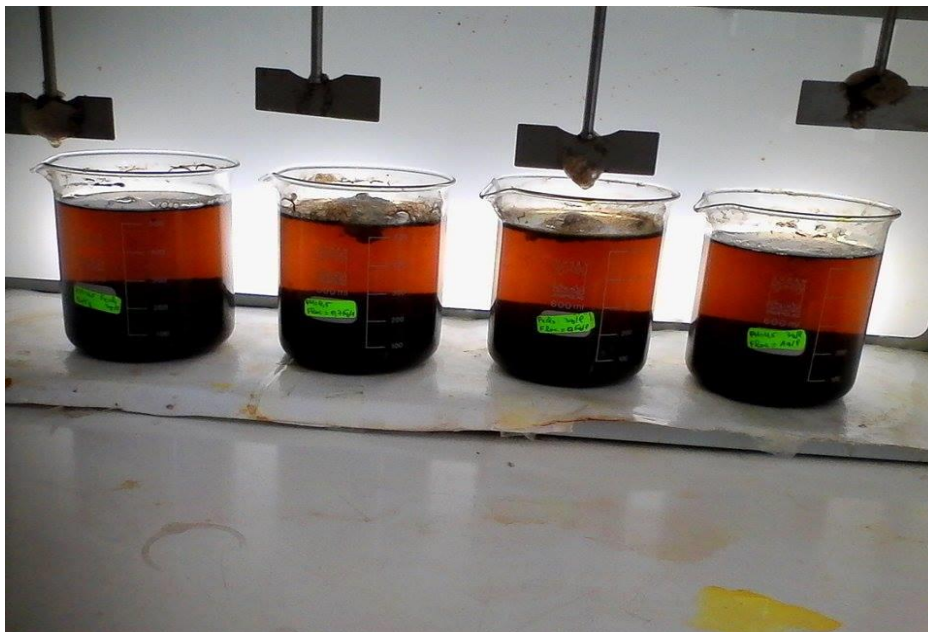


Figure IV.15 : Photo de traitement de lixiviat par flocculant « alginate » et le coagulant FeCl_3

b. Optimisation de la dose du flocculant « alginate » du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

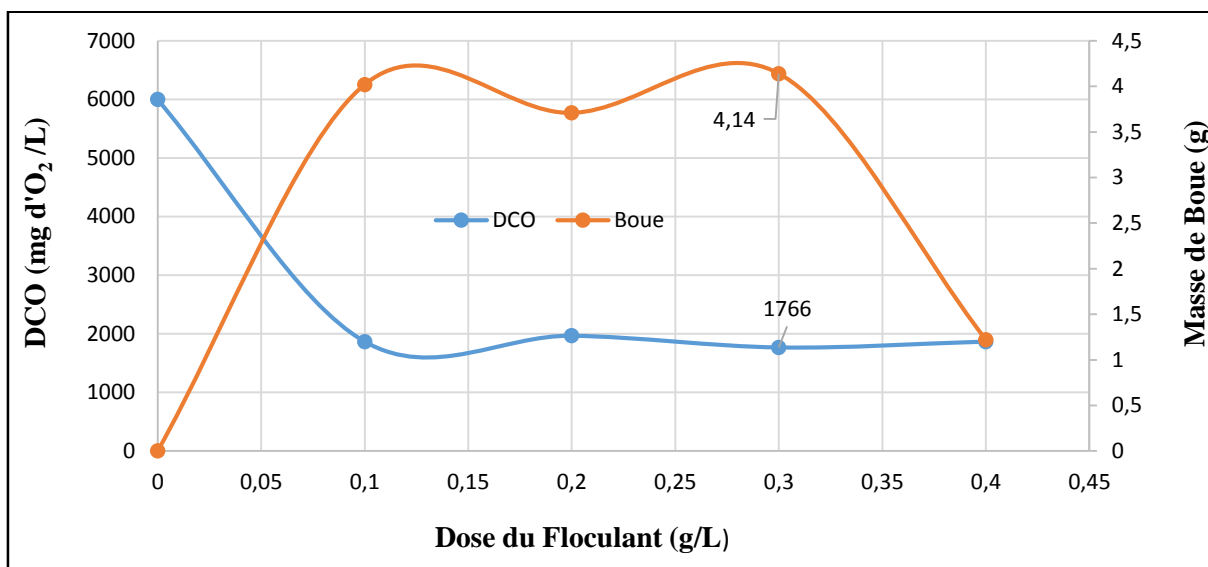


Figure IV.16 : Valorisation de la DCO et Boue en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

La figure IV.16, présente la variation de la DCO en fonction des doses de flocculant alginate qui montre une diminution de la DCO jusqu'à atteindre une valeur de 1766 mg d'O₂/L qui correspond à 70.57% avec une masse de boue de 4.14 g. Alors que l'utilisation de $Al_2(SO_4)_3$ seul, nous a permis d'atteindre les 1433 mg d'O₂/L.

Cela montre que l'utilisation de flocculant alginate avec $Al_2(SO_4)_3$ n'a pas amélioré le taux d'abattement de la DCO.

c. Comparaison entre les deux traitements de coagulation-floculation

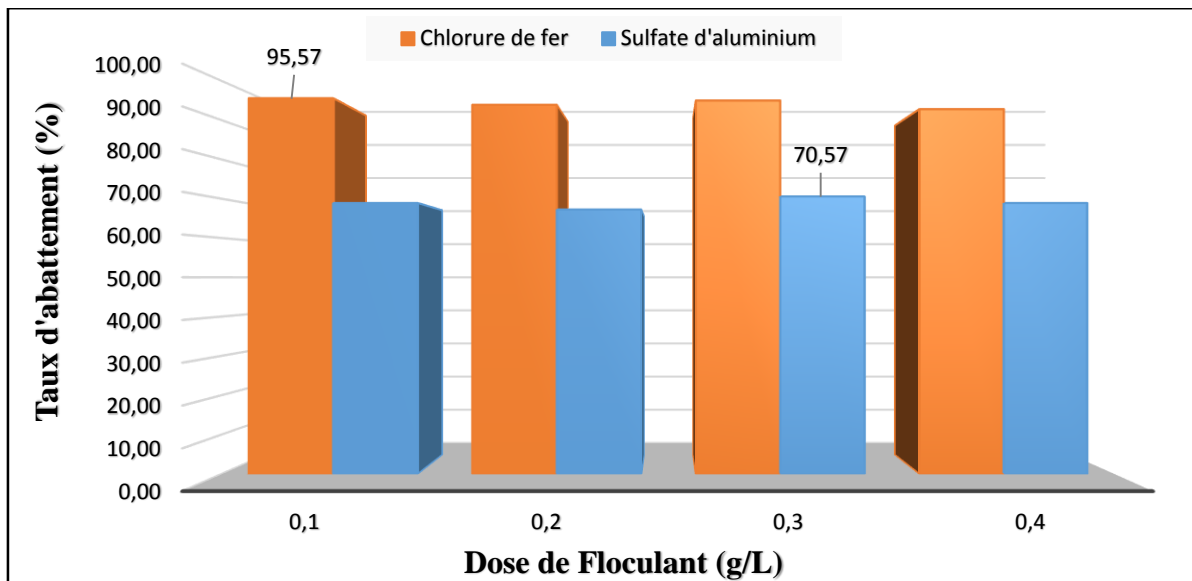


Figure IV.17 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

Comme le montre la figure IV.17, la combinaison de FeCl_3 avec le flocculant d'alginate nous permet d'avoir une DCO de 266 mg d' O_2 /L avec un taux d'abattement de 95.57%. On constate que cette diminution est importante par rapport à l'utilisation du coagulant seul, cela revient bien sûr à l'aide coagulant alginate qui permet d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation, car il agit par adsorption et pontage entre les particules colloïdales. Alors que la combinaison de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ avec le flocculant d'alginate a permis d'avoir un abattement de 70.57%(1766 mg/l) de la DCO.

IV.3.1.5. Comparaison entre les deux méthodes de coagulation-floculation

La figure IV.18, illustre la variation du rendement d'élimination de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium. On remarque que le meilleur rendement est obtenu dans la 2^{ème} méthode et cela pour le couple [FeCl_3 (3g/L) + alginate (0,1g/L)] avec un maximum d'abattement de la DCO de 95.57%. Ces rendements sont légèrement supérieurs à ceux obtenus dans la 1^{ère} méthode et cela pour le couple [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (5g/L) + alginate (0,2g/L)], et cela avec un maximum d'abattement de la DCO de 93.90%.

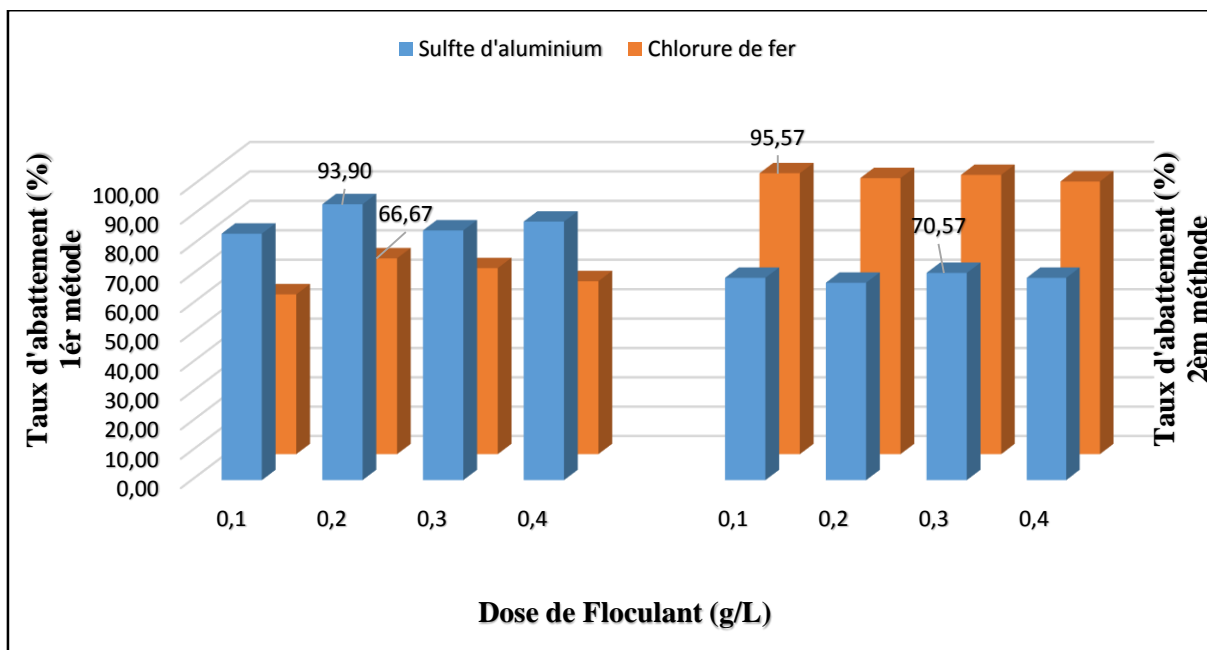


Figure IV.18 : Comparaison entre les deux méthodes de coagulation-floculation par rapport à leur rendement

Conclusion

Après avoir suivi le traitement par coagulation- floculation nous avons pu atteindre un taux d'abattement de 93.90 % ce qui correspond à 366 mg d'O₂/L (1^{er} méthode) et de 95.57% qui correspond à 266 mg d'O₂/L (2^{em} méthode) ce qui est supérieur aux normes de rejet (120 mg d'O₂/L).

Pour y remédier et augmenter le rendement d'abattement de la DCO, nous proposons de couplé le lixiviat traité par coagulation floculation aux trois autres traitements :

- Mélanger à l'eau usée puis traiter biologiquement par boue activée ;
- Filtre à sable ;
- l'Adsorption sur charbon actif ;

Les trois traitements seront complémentaires à la coagulation floculation, dont nous allons traiter directement les effluents qui représentent les plus faibles valeurs de DCO (266 mg d'O₂/L et 366 mg d'O₂/L).

IV.3.2. Traitement biologique par bioréacteur en discontinu (batch process)

Le principe de la biodégradation aérobie est basé sur la dégradation via des micro-organismes (bactéries, champignons...) de composés organiques appelés, dans ce cas, le substrat. Ces réactions d'oxydation s'effectuent obligatoirement en milieu aqueux dans lequel se trouvent les consortiums microbiens. Les substrats sont des composés plus ou moins facilement biodégradables et certains peuvent même être qualifiés de récalcitrants. Le résultat d'une attaque microbienne d'un substrat par une souche pure ou une population mixte (comme dans notre cas) peut conduire :

- À sa transformation en biomasse et en énergie ;
- À son oxydation complète ou minéralisation ;
- À une dégradation partielle ou incomplète avec formation de composés stables par biotransformation et parfois plus complexe par polymérisation [37].

Pour la suite de ce chapitre on a choisi de travailler avec plusieurs bioréacteurs qui diffèrent selon leur composition comme l'indique le tableau ci-dessous :

Tableau IV.2 : Bioréacteurs et leurs compositions

Noms des bioréacteurs	Compositions
Bio-lix 1	Lixiviat (125ml) + Boue activée (1875ml).
Bio-lix 2	Lixiviat (250ml) + Boue activée (1750ml).
Bio-lix 3	Lixiviat (250ml) + Boue activée adaptée (1750ml) prévenante de (Bio-lix 2).
Bio-lix 4	Lixiviat (250ml) + Boue activée adaptée (1750ml) prévenante de (Bio-lix 3).
Bio-lix 5	Lixiviat (500ml) + Boue activée (1500ml) prévenant de (Bio-lix 1).

Tableau IV.3 : Les valeurs de MES et MVS des différents bioréacteurs

	MES initial (g/L)	MVS initial (g/L)	MES final (g/L)	MVS final (g/L)
Bio-lix1	4,48	2,93	4,38	2,18
Bio-lix2	4	2	6	3
Bio-lix3	4,2	2,2	5,18	4,03
Bio-lix4	2,3	1,21	/	/
Bio-lix5	3,90	1,24	3,61	1,09

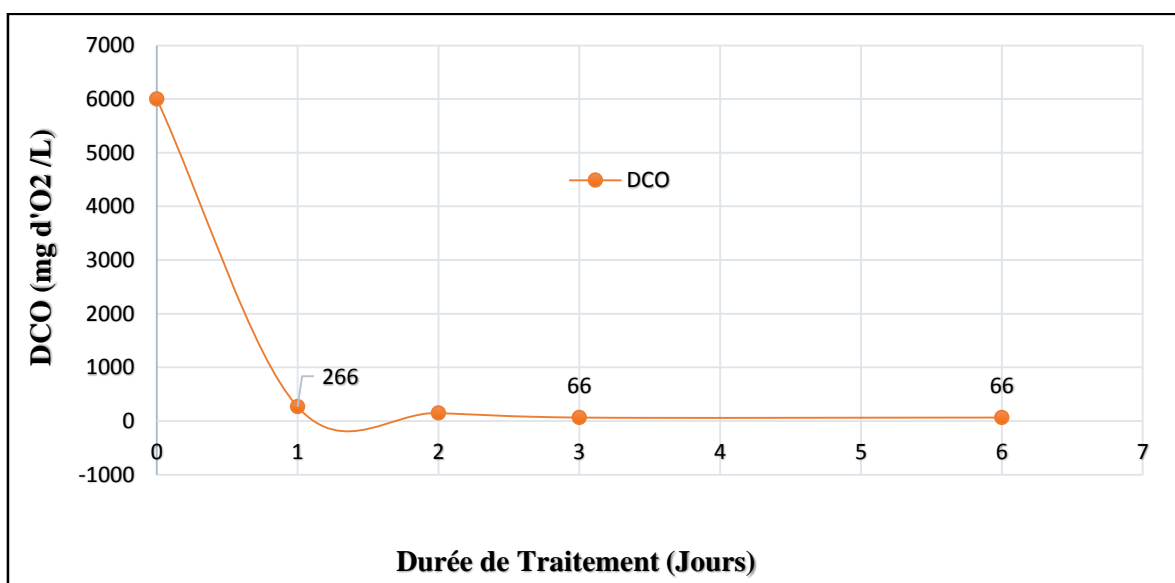
Le traitement de la solution par les boues activées de MES 5g/L et de MVS 3g/L, est réalisé en batch sous agitation modérée, en aérobie et à température contrôlée (25 à 35°C), et afin de pouvoir déterminer les conditions optimales de fonctionnement de nos bioréacteurs nous nous sommes focalisés sur le suivi de paramètre DCO.

IV.3.2.1. Étude de l'effet du volume de lixiviat sur la biodégradation

Afin d'étudier l'effet du volume de lixiviat sur la biodégradation, on a effectué nos traitements sur trois différents volumes (125, 250 et 500 ml)

1. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 1)

Au début, on a commencé notre traitement biologique avec le plus petit volume qui est de 125ml, les résultats relatifs à l'évolution des matières organiques contenues dans le lixiviat, dosées sous forme de DCO, sont représentés sur la figure IV.19 :

**Figure IV.19** : Cinétiques d'abattement de la DCO dans le bioréacteur (Bio-lix 1).

D'après la figure IV.19, Nous remarquons que dès la mise en contact du lixiviat avec la boue, une évolution d'abattement de la DCO de (6000 mg d'O₂/L) à 266 mg d'O₂/L avec un taux d'abattement de 95.57%, cela est due à l'effet de la dilution.

Dans ce cas notre traitement biologique commence à une DCO de 266 mg d'O₂/L et nous remarquons qu'après une durée de traitement de trois jours environ on atteint un palier de 66 mg d'O₂/L qui correspond un taux d'abattement de 56% de traitement biologique. Cette valeur de DCO 66 mg d'O₂/L répond à la norme de rejet qui est de 120 mg d'O₂/L.

2. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement des bioréacteurs (Bio-lix 2, Bio-lix 3 et Bio-lix4)

Notons que les concentrations en DCO mesurées sont obtenues après une simple décantation de l'échantillon. De nombreux travaux utilisent la quantité de DCO dissoute car les effluents industriels utilisés sont généralement prélevés à la sortie de décanteurs se trouvant déjà dans le système de traitement des eaux usées de l'industrie en question. En effet, des études faites sur la biodégradation d'un effluent synthétique de laiterie montrent que dans certains cas apparaît une augmentation transitoire de la DCO soluble qui pourrait être attribuée au relargage des composés solubles contenus dans les MES [38], ou qu'un phénomène de désintégration des floes se produit pouvant entraîner une augmentation de la DCO [39].

Pour étudier l'effet de l'adaptation de la boue activée, on a réalisé trois essais sur un volume de 250ml de lixiviat. La Figure (IV.20) ci-dessous, présente les tendances obtenues. Quels que soient les essais réalisés, nous obtenons un même profil de l'allure pour les trois courbes. Nous observons une diminution de la DCO au début du traitement qui est liée à l'effet de la dilution avec un abattement de la DCO de [6000 à 533 mg d'O₂/L] de [6000 à 500 mg d'O₂/L] et de [6000 à 541 mg d'O₂/L], soit une moyenne du rendement d'abattement pour chacun de 91,12 ; 91,67 et 90,98 %. Puis un palier au bout de 18 jours pour Bio-lix 2 et 9 jours pour Bio-lix 3 et au bout de 11 jours pour Bio-lix 4. Ces concentrations de DCO restent largement supérieures aux normes exigées (≤ 120 mg/L).

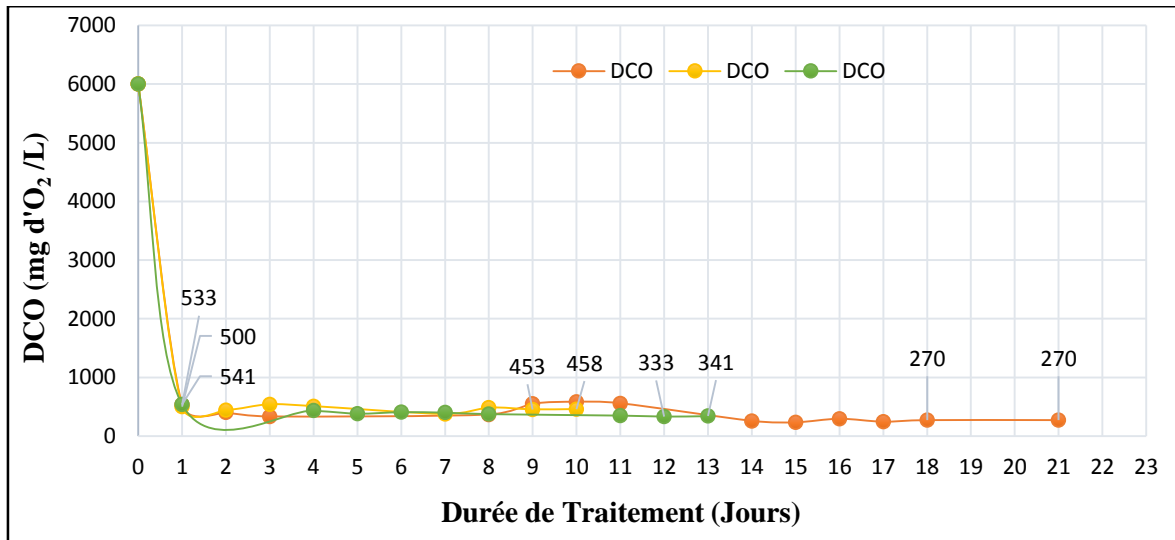


Figure IV.20 : Evolution de la DCO au cours du traitement des bioréacteurs (Bio-lix 2, Bio-lix3 et Bio-lix 4).

Les cinétiques d'abattement de la DCO au niveau des trois bioréacteurs (Bio-lix 2, 3 et 4) nous permettent de constater une différence dans le comportement des microorganismes vis-à-vis du substrat. En effet, dans le bioréacteur Bio-lix 2 dont la boue activée est utilisée pour la première fois, on obtient un rendement d'abattement biologique de la DCO de 49.34%. Ce bioréacteur (Bio-lix 2), à la fin du 1^{er} procédé, est soumis à une décantation. La boue décantée sera ensuite rincée et récupérée dans le but de la réutiliser et de valoriser son effet d'adaptation.

Dans le bioréacteur Bio-lix 3, la boue utilisée est celle prévenante du bioréacteur précédent, le rendement biologique est de 9.40 %. Cette chute de rendement peut s'expliquer soit :

- Par la dégradation des micro-organismes contenus dans la boue activée de certains composés facilement assimilables et les composés complexes ne sont pas dégradés, car leur biodégradation nécessite l'induction des enzymes nécessaires à leur hydrolyse par d'autres substrats, ce qui fait que ces composés s'accumulent à la surface des micro-organismes, cela induit à l'augmentation de la DCO donc un faible rendement biologique ;
- Par une capacité limitée du transfert d'oxygène à travers le biofilm, en raison de la taille des floes ;

Et enfin, le même procédé décrit précédemment (décantation, rinçage, réutilisation) est refait. Le bioréacteur Bio-lix 4 dont la boue activée utilisée est celle prévenant de bioréacteur précédent et après avoir bien rincé, donne un rendement d'abattement de la DCO de l'ordre de 36.97 % environ. (Figure IV.21)

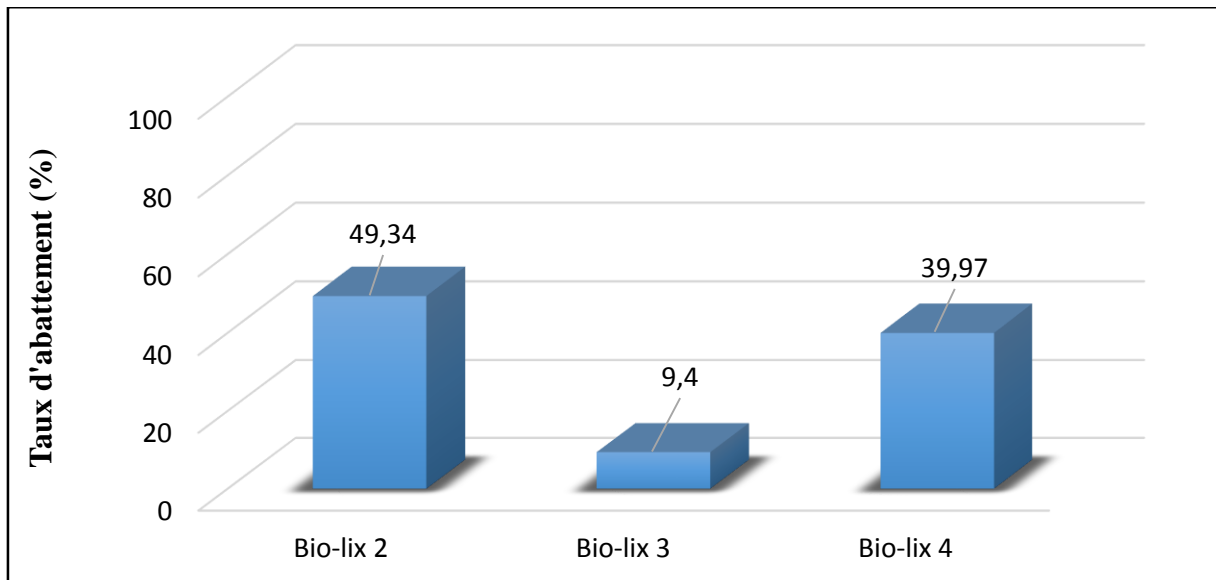


Figure IV.21 : Rendements d'abattement de la DCO pour les trois bioréacteurs Bio-lix 2, Bio-lix 3 et Bio-lix 4.

En effet, le meilleur taux d'abattement de la DCO est observé au niveau du bioréacteur Bio-lix 2 par rapport au Bio-lix 3 et Bio-lix 4. La DCO finale est de 270 mg d'O₂ /L.

Ainsi on peut en conclure que pour ce type de bioréacteur dont la quantité de lixiviat est de 250ml, les boues impliquées dans ce traitement donnent un meilleur rendement que pour la première utilisation, donc plus la boue est réutilisée et plus le rendement diminue. Ce qui veut dire que notre lixiviat est plein de composés toxiques, et inhibiteurs.

3. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 5)

Afin d'étudier l'effet de volume 500ml sur la biodégradation, on a effectué le traitement dans le bioréacteur bio-lix5, les résultats de l'évolution de la DCO en fonction du temps sont illustrée sur la figure IV.22 :

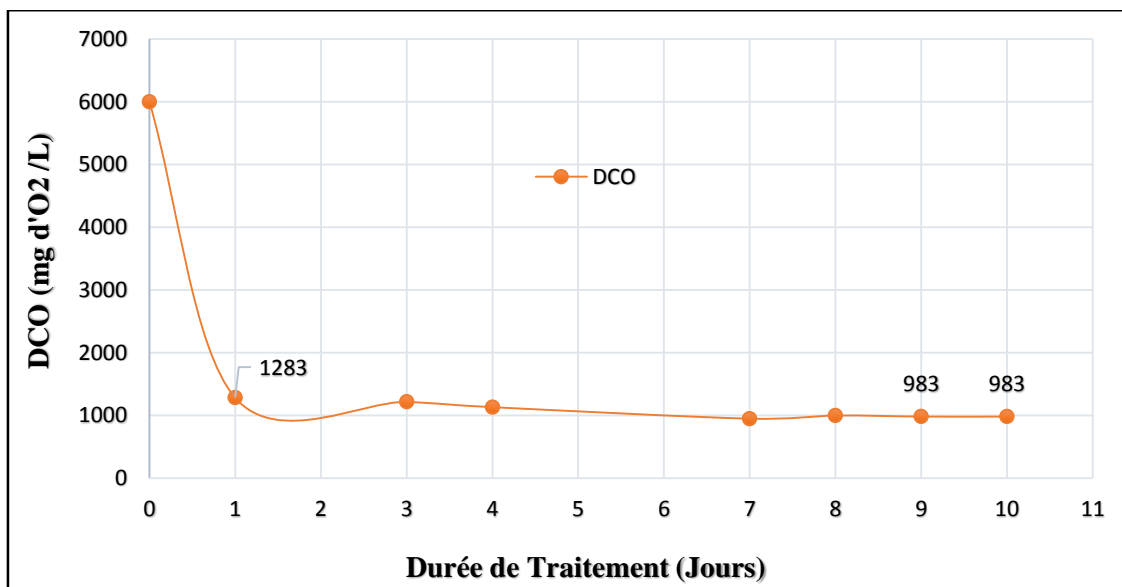


Figure IV.22 : Cinétiques d'abattement de la DCO dans le bioréacteur (Bio-lix 5).

Il ressort de la figure IV.22, que la valeur initiale de la DCO est passée de 6000 mg d'O₂/L à 1283 mg d'O₂/L avec un taux d'abattement de 78.62%, ceci est essentiellement dû à l'effet de la dilution.

Le traitement biologique dans ce cas à commencer par une valeur de DCO de 1283 mg d'O₂/L jusqu'à atteindre un palier (après 8 jours) d'une valeur de DCO de 983 mg d'O₂/L avec un rendement biologique de 23.38%. La valeur de DCO est très élevée par rapport à la norme qui est de 120 mg d'O₂/L pour le rejet dans le milieu naturel, et aussi elle ne répond pas aux normes de déversement de celui-ci dans une station d'épuration d'eau urbaine (STEP). La norme à l'entrée de cette dernière est de 800 (mg d'O₂/L) [40].

Ce faible rendement biologique est dû à une assez forte charge organique contenue dans le lixiviat, supérieure aux exigences habituelles de la boue activée. Cette surcharge a pu provoquer la destruction complète de la biomasse bactérienne au bout du 9^{ème} jour.

IV.3.2.2. Comparaison entre les différents traitements par bioréacteurs

Nous avons voulu faire une comparaison entre les différents traitements par bioréacteurs utilisés, afin de voir quel volume de lixiviat qui nous donnera un meilleur taux d'abattement biologique de la DCO, le résultat est représenté sur la figure suivante :

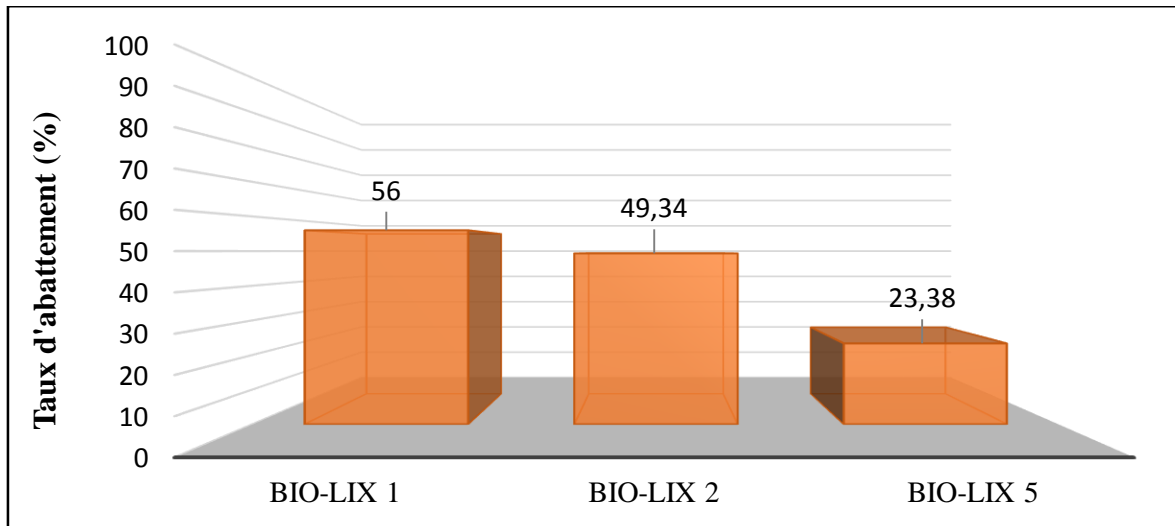


Figure IV.23 : Comparaison entre les trois traitements par bioréacteurs par rapport à leur rendement

La figure IV.23, qui illustre l'influence du rendement d'abattement de la DCO par la variation des différents traitements par bioréacteurs, montre que le meilleur rendement est observé pour le traitement en bioréacteur (Bio-lix 1) dont la quantité de lixiviat est de 125ml et cela par maximum d'abattement biologique de la DCO de 56%. Ce rendement est supérieur à celui obtenu par traitement en bioréacteur (Bio-lix 2) dont la quantité de lixiviat utilisé est 250ml le meilleur abattement biologique observé pour ces trois réacteurs est de 49.34%. Cependant le traitement par bioréacteur (Bio-lix 5) dont la quantité de lixiviat est 500ml donne le plus faible rendement biologique qui est de 23.38%.

Conclusion

Après avoir étudié l'effet du volume de lixiviat sur la biodégradation par bioréacteur en discontinu (batch process) nous avons pu atteindre un taux d'abattement biologique qui de 56% ce qui correspond à 66 mg d'O₂ /L avec une quantité de lixiviat 125ml cette valeur de DCO répond à la norme de rejet en milieu naturel qui est de 120 mg d'O₂ /L.

Par contre le traitement par bioréacteurs dont la quantité de lixiviat est de 250ml, on a pu atteindre des taux d'abattement de DCO de 49.34 ; 9.40 et 39.97% qui représentent respectivement les valeurs 270, 453 et 341 mg d'O₂ /L, ces valeurs sont loin d'être aux normes de rejet 120 mg d'O₂ /L.

Pour y remédier et augmenter le rendement d'abattement de la DCO, nous avons couplé le surnageant issu de traitement biologique aux trois autres traitements complémentaires ci-dessous :

- ✓ Traitement biologique + Mélanger à l'eau usée puis traitée biologiquement par boue activée ;
- ✓ Traitement biologique + filtration (Filtre à sable) ;
- ✓ Traitement biologique + adsorption sur charbon actif.

Concernant l'abattement de la DCO, le suivi de ce dernier, a montré que notre lixiviat présente une bonne biodégradabilité (jusqu'à 56% d'élimination des matières organiques), mais cela a des faibles volumes du lixiviat (125ml).

Nous pouvons alors conclure pour cette deuxième partie qu'étant donnée la composition très variée et très changeante des lixiviats des CET, un traitement unique, quel que soit, est insuffisant, donc une combinaison de deux ou plusieurs traitements est indispensable pour répondre au mieux aux nouvelles exigences réglementaires de préservation de l'environnement.

IV.3.3. Traitement complémentaire (couplage de traitement)

IV.3.3.1. Traitement en station d'épuration urbaine

La plupart des installations (C.E.T) ne disposent pas de traitement sur place et envoient par les réseaux d'égouts ou par camion leurs lixiviats sur des stations d'épuration urbaine, qui ne sont généralement pas équipées pour traiter ce type de pollution. Mais le flux peu important par rapport au débit de la station d'épuration permet un rejet acceptable au milieu naturel par dilution avec les effluents urbains.

Afin de se rapprocher des conditions de terrain (rejets en station d'épuration urbaine), on a choisi de travailler avec deux bioréacteurs qui diffèrent selon leur composition comme l'indique le tableau suivant :

Tableau IV.4 : Le nom et la composition des différents bioréacteurs

Noms des bioréacteurs	Compositions
Bio-lix 6	500ml de surnageant issus de bioréacteur Bio-lix3 de DCO 453 + 500ml des eaux usées de DCO 200 (500ml) + Boue activée concentré (1000ml).
Bio-lix 7	500ml de surnageant issus de bioréacteur Bio-lix4 de DCO 341 + 500ml des eaux usées de DCO 200 (500ml) + Boue activée (1000ml).

N.B : la DCO est exprimé en (mg d'O₂/L)

Le traitement est réalisé en batch sous agitation modérée, en aérobie et à température contrôlée (25 à 35°C), nous nous sommes concentrés sur le suivi de paramètre DCO.

1. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 6)

Les résultats relatifs à l'évolution des matières organiques contenues dans le surnageant, dosés sous forme de DCO, ainsi que les rendements d'élimination de la charge organique sont portés sur la figure suivante :

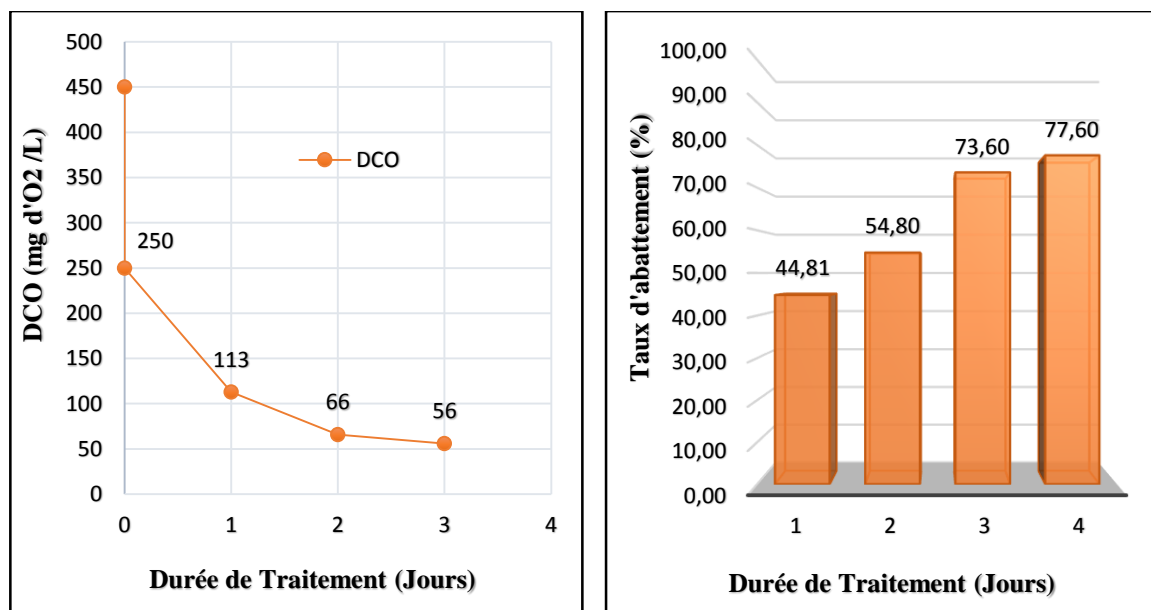


Figure IV.24 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps

D'après la figure IV.24, nous remarquons que juste après la mise en contact de l'inoculum avec l'effluent un abattement de la DCO qui passe de 453 à 250 mg d'O₂/L avec un rendement d'abattement de 44.81%. Cela est dû essentiellement à l'effet de la dilution, notre traitement biologique commence donc avec une valeur de DCO de 250 mg d'O₂/L, En effet, le rendement d'épuration varie entre 54.80 et 77.60%, se traduisant par des DCO de surnageants traités oscillant entre 113 et 56 mg d'O₂/L est cela au bout de 24 heures de traitement biologique seulement. Ces valeurs de DCO répondent à la norme de rejet en milieu naturel qui est de 120 mg d'O₂/L.

2. Suivi de la DCO en fonction du temps de traitement de bioréacteur (Bio-lix 7)

Les résultats relatifs à l'évolution des matières organiques contenues dans le surnageant, exprimés en DCO, ainsi que les rendements de leur élimination sont portés sur la figure IV.25 :

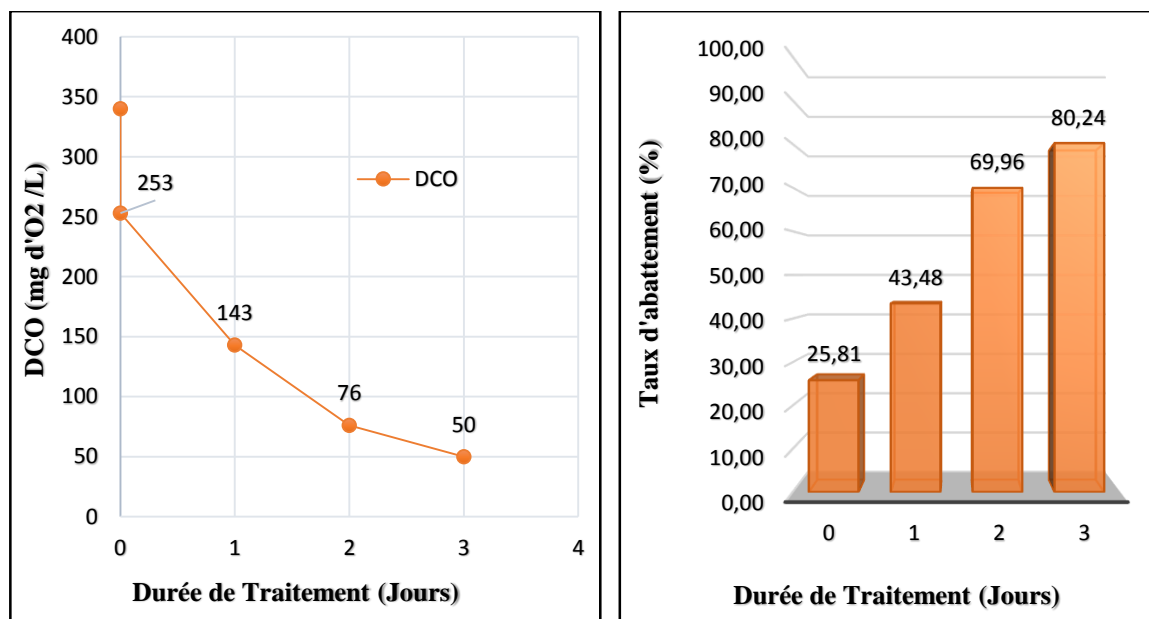


Figure IV.25 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps

D'après la figure IV.25, nous remarquons en premier temps un abattement de la DCO qui passe de 341 à 253 mg d'O₂/L avec un rendement d'abattement de 25.81%. Cela est dû à l'effet de la dilution. Notre traitement biologique commence donc avec une valeur de DCO de 253 mg d'O₂/L, en effet, le rendement d'épuration varie entre 43.48 et 80.24%, se traduisant par des DCO de surnageants traités oscillant entre 143 et 50 mg d'O₂/L est cela au bout de 24 heures de traitement biologique seulement.

On considère que la concentration en DCO de 143 mg d'O₂/L répond à la norme de rejets qui est de 130 mg d'O₂/L selon la législation algérienne [40].

On peut conclure ainsi que les surnageant issus des bioréacteurs (Bio-lix3 et 4) dont la DCO est respectivement 453 et 341 mg d'O₂/L seront donc facilement et rapidement dégradé par les boues activées de la station d'épuration.

IV.3.3.2. Filtre à sable

La filtration par le sable est l'une des méthodes de traitement de l'eau les plus anciennes. Un filtre à sable est constitué par une couche de sable de qualité adéquate, à travers laquelle l'eau circule à vitesse relativement faible. Le filtre à sable purifie l'eau de trois manières différentes :

- ✓ La filtration permet d'intercepter les dernières particules visibles à l'œil nu de l'eau à traiter.
- ✓ Flocculation pendant laquelle les substances se collent à la surface du sable et viennent grossir la taille de ce dernier.
- ✓ Assimilation par des micro-organismes qui se nourrissent des polluants de l'eau.

Dans le traitement des eaux résiduaires, la filtration sur sable est souvent mise en place pour affiner la clarification (élimination des matières en suspension et colloïdes) d'une eau traitée préalablement par un autre procédé (physico-chimique ou biologique), pour cela on a réalisé un filtre à sable au laboratoire pour y verser 600ml de surnageant de DCO 270 mg d'O₂ /L traité avec un débit 5 ml/min, les résultats relatifs à l'évolution de la DCO, ainsi que les rendements d'abattement sont portés sur la figure suivante :

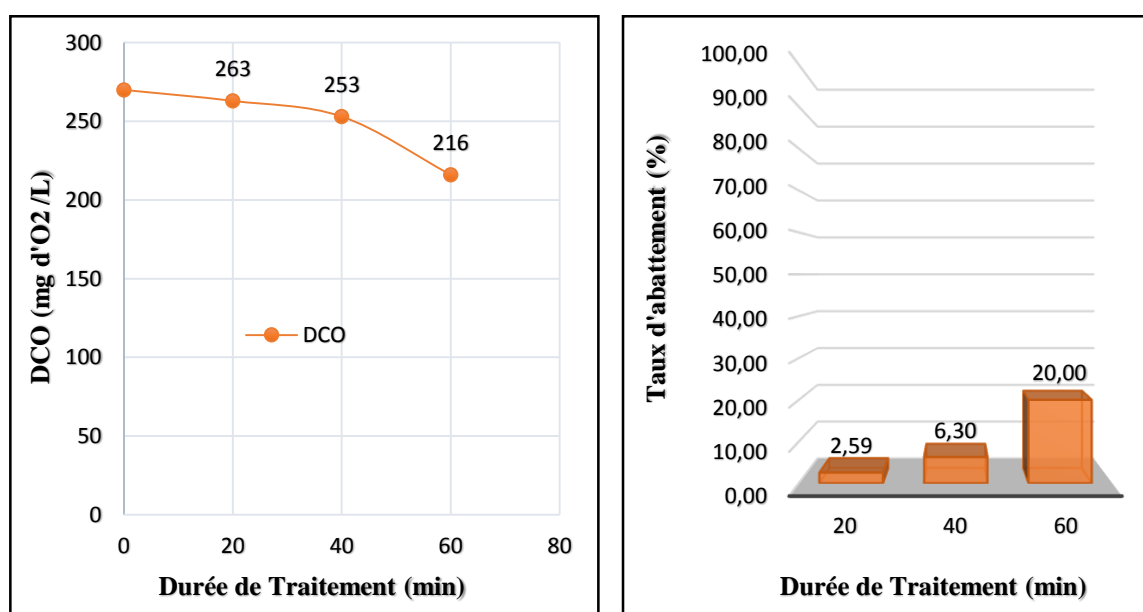


Figure IV.26 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps

La figure IV.26, montre une diminution de la DCO jusqu'à atteindre une valeur de 216 mg d'O₂ /L avec un rendement de 20%, qui correspond à une durée de traitement d'une heure du temps. Cela donne un total d'abattement de 59.47%, la valeur de DCO est supérieure à la norme de rejet en milieu naturel qui est de 120 mg d'O₂ /L. Cela montre que l'utilisation de filtre à sable n'a pas amélioré le traitement et surtout aucune influence de ce dernier sur la couleur du surnageant, cependant il influe sur la disparition de l'odeur désagréable.



Figure IV.27 : La couleur de lixiviat avant et après traitement par filtre à sable

IV.3.3.3. La filtration sur charbon actif

La filtration sur charbon actif consiste à biodégrader et oxyder les matières organiques ainsi qu'éliminer ou absorber certains micropolluants pour améliorer le goût, l'odeur et la couleur de l'eau. Le phénomène physique est l'adsorption, c'est-à-dire l'adhésion des matières à filtrer sur la surface d'un solide, sans réaction chimique. Ainsi, le filtre composé de grains de charbon actif retient les bactéries. Par ailleurs, le charbon actif est le composé le plus adsorbant actuellement connu car sa structure extrêmement poreuse augmente la surface en contact avec l'eau, pour cela on a réalisé un filtre sur charbon actif au laboratoire pour y verser 600ml de surnageant de DCO 270 mg d'O₂/L traiter à un débit 5 ml/min, les résultats relatifs à l'évolution de la DCO, ainsi que les rendements d'abattement sont portés sur la figure suivante.IV.28 :

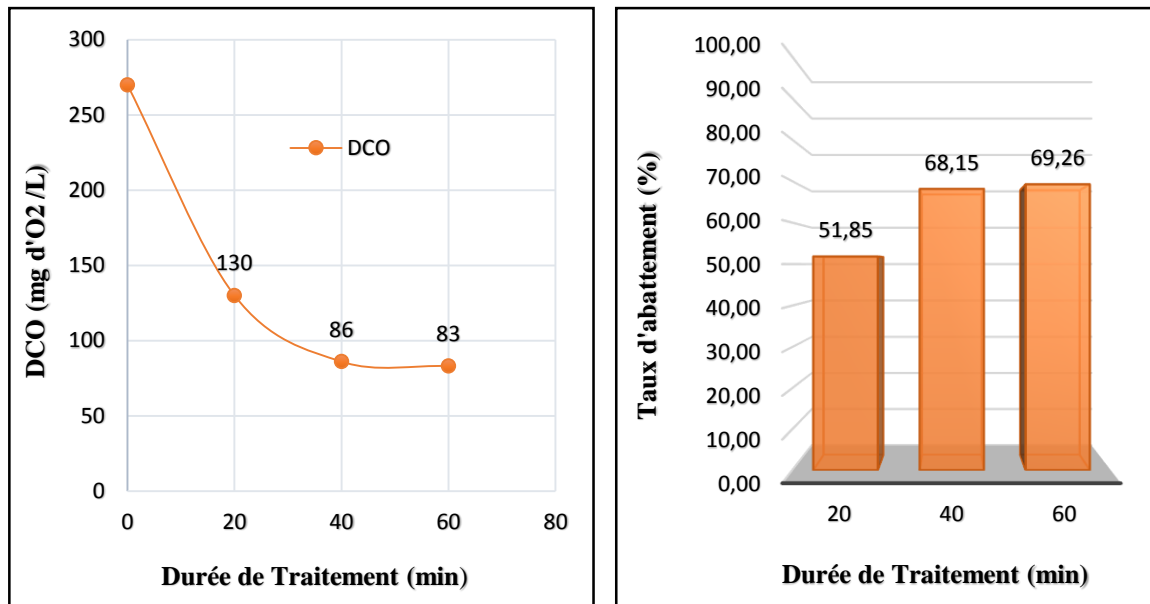


Figure IV.28 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps

La figure IV.28, montre une diminution de la DCO jusqu'à atteindre une valeur de 83 mg d'O₂/L avec un rendement de 69.26%, qui correspond à une durée de traitement d'une heure du temps. Cela donne un total d'abattement de 84.43%, cette valeur de DCO 83 mg d'O₂/L répond à la norme de rejet qui est de 120 mg d'O₂/L. Cela montre que l'utilisation de filtre sur charbon actif a amélioré le traitement et surtout une grande influence de ce dernier sur la diminution de la couleur et la disparition de l'odeur désagréable de surnageant.

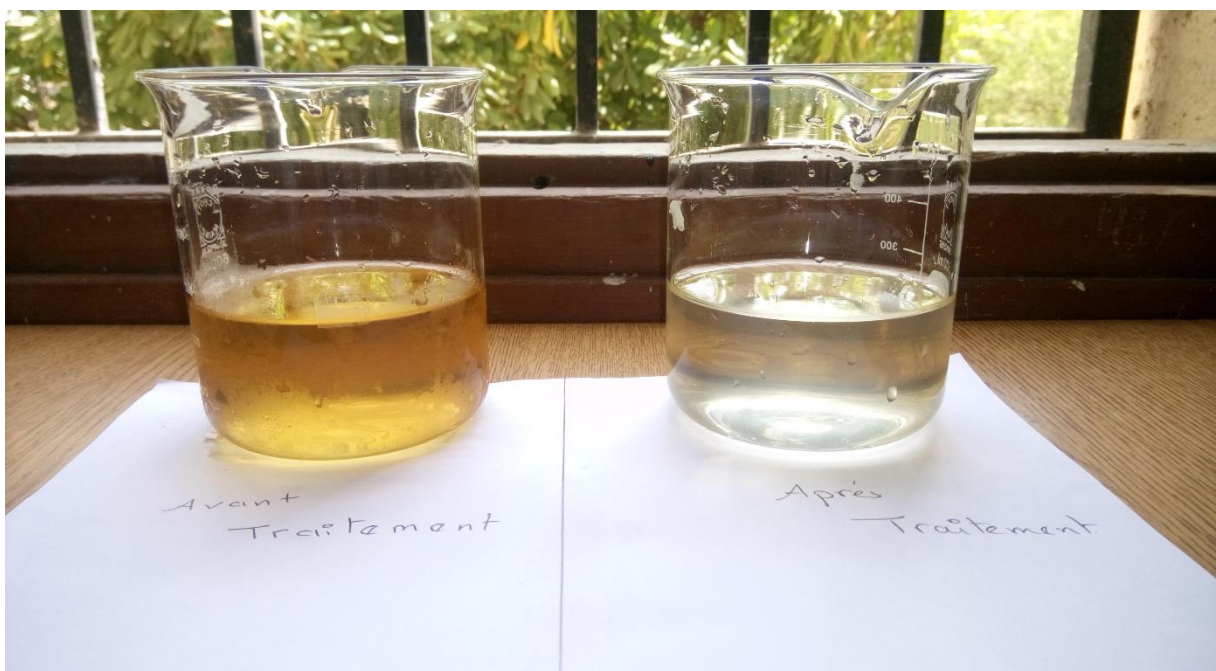


Figure IV.29 : La Couleur de lixiviat avant et après filtration sur charbon actif

On conclut donc que la filtration sur charbon actif et la méthode impeccable pour continuer les autres traitements complémentaires des surnageants dont la DCO est respectivement de 341 et 453 mg d'O₂ /L, et cela après qu'on a eu les meilleurs résultats à l'abattement de la DCO.

Donc on ce qui concerne les deux autres surnageant de DCO (341 et 453 mg d'O₂ /L), on a suivi la même méthode d'écrite précédemment c'est-à-dire sur un filtre à charbon actif on verse 600ml de lixiviat traiter à un débit 5 ml/min, les résultats relatifs à l'évolution de la DCO, ainsi que les rendements d'abattement sont porté sur la figure suivante :

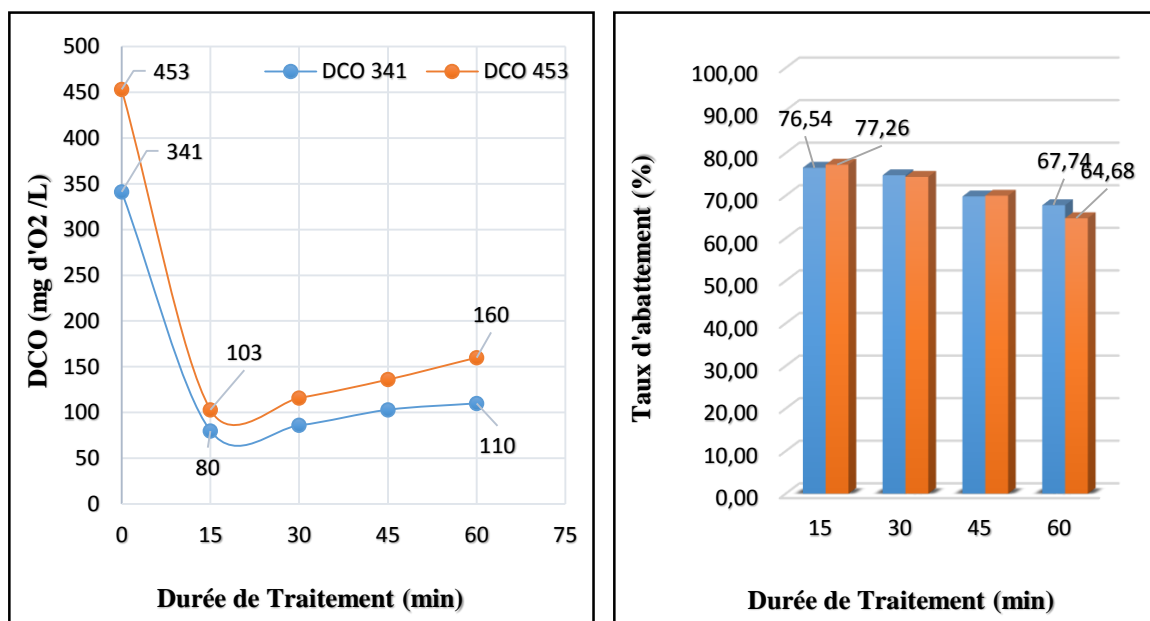


Figure IV.30 : Evolution et rendement d'élimination de la DCO en fonction du temps

La figure IV.30, présente la variation de la DCO des deux surnageants en fonction du temps, pour cela on observe un abattement de la DCO qui était de [341 à 80 mg d'O₂ /L] et de [453 à 103 mg d'O₂ /L] respectivement. Soit une moyenne de taux d'abattement pour chacun de 76,54 et 77,26 % qui correspondent à 15min de traitement. Cela donne un total d'abattement de 79.4 et 85.21%, au-delà de 15min du temps on observe une augmentation de la DCO de [80 à 110 mg d'O₂ /L] et de [103 à 160 mg d'O₂ /L] respectivement aux rendements d'abattement pour chacun de 67.74 et 64.68%. Cela est essentiellement dû à la saturation des pores de charbon par l'effluent à traiter ce qui fait que la DCO augmente.

IV.3.3.4. Filtration sur charbon actif (valorisation de boue)

Dans le but de valoriser les déchets produits par le procédé de la coagulation-floculation, on a préparé du charbon actif à partir de la boue extraire de ce procédé.

On verse 600ml de surnageant de DCO 270 mg d'O₂/L sur ce charbon actif préparé avec un débit de 5ml/min. Les résultats relatifs à l'évolution de la DCO, sont portés sur la figure suivante :

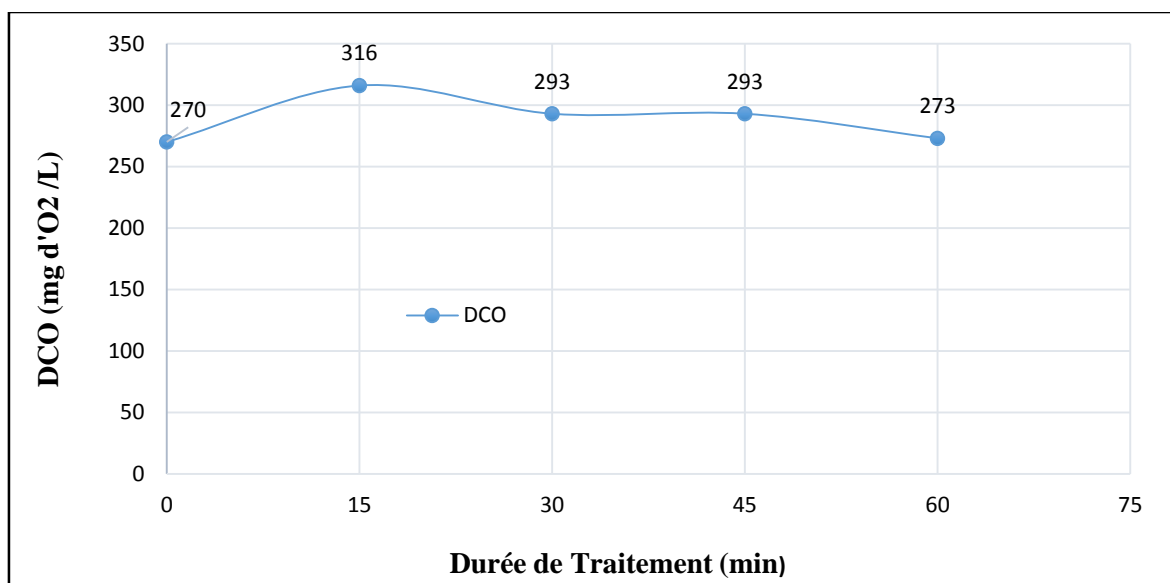


Figure IV.31 : Evolution d'élimination de la DCO en fonction du temps

D'après la figure IV.31, on remarque une augmentation de la DCO qui passe de 270 à 316 mg d'O₂ /L qui correspond à une durée de traitement de 15min, au-delà de cette période on observe une diminution de la DCO qui atteint une valeur de 273 mg d'O₂ /L, toutefois cette valeur reste supérieure à la DCO initial qui est de 270 mg d'O₂ /L.

Cette augmentation de la DCO peut s'expliquer soit :

- Par le charbon peu purifié dont le but d'éliminer les traces de l'agent activant et les cendres.
- Par la hauteur de charbon 4,5cm qui est inférieure aux autres traitements par charbon actif dont la hauteur était de 8cm (la quantité de charbon actif préparé est insuffisante pour traiter un volume de 600ml de surnageant).

IV.4. Traitement par aération intensive

Afin d'étudier l'effet de l'aération intensive des lixiviats sur l'abattement de la DCO, on a réalisé une expérience qui consiste à remplir un Erlen meyer de volume de 2L avec du lixiviat sur lequel on a appliqué une aération forcée.

La figure ci-dessous nous montre le montage expérimental réalisé au cours de ce procédé :



Figure IV.32 : Photo de montage expérimental

Les résultats relatifs à l'évolution de la DCO en fonction du temps, sont portés sur la figure suivante :

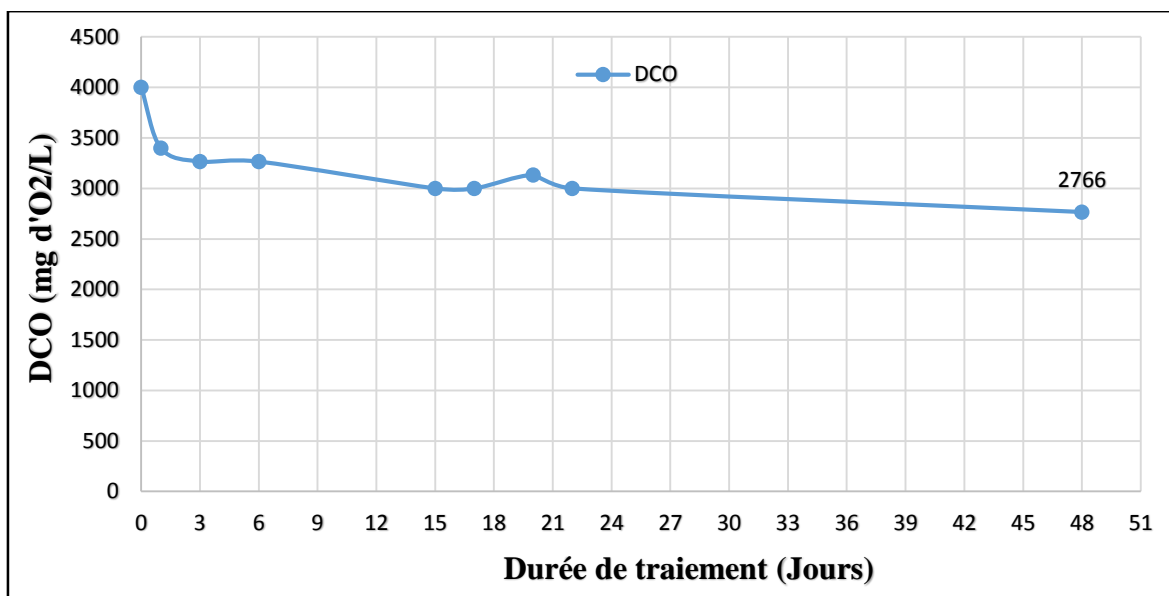


Figure IV.33 : Effet de l'aération intensive des lixiviats sur l'abattement de la DCO

La figure IV.33, montre l'effet de l'aération intensive sur l'abattement de la DCO des lixiviats. Durant les 48 jours, on a remarqué une diminution progressive de la DCO, jusqu'à atteindre une valeur de 2766 mg d'O₂ /L. Cette valeur est très satisfaisante par rapport aux moyens existant au laboratoire, car ce procédé exige des quantités importantes en oxygène. Ce traitement reste le meilleur en question d'élimination des mauvaises odeurs nauséabondes du lixiviat.

Conclusion générale

Les décharges ménagères dans les pays en développement demeurent une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, il n'a pas été jusque-là pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer. La surveillance des décharges et plus précisément celle des lixiviats présente aujourd'hui des enjeux économiques et environnementaux importants, ceci conduit à la question suivante : existe-t-il un procédé du traitement du lixiviat suffisamment efficace pour répondre aux normes en vigueur ? Selon les experts, l'amélioration des outils de traitement des lixiviats passera par une meilleure connaissance de la composition physico-chimique des lixiviats et la supervision des décharges afin de mieux comprendre les mécanismes complexes qui gouvernent la qualité des lixiviats.

Ce travail pluridisciplinaire repose sur l'étude de la composition des lixiviats du C.E.T de Corso, et la fiabilité de l'application de la technique coagulation floculation et d'un traitement biologique pour le traitement de lixiviat. . Les résultats obtenus à l'issue de cette étude nous ont permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

Les rendements d'abattement de DCO obtenus après le traitement de lixiviat par coagulation-floculation sont très satisfaisante (93,90% (1^{er} méthode) et 95,57% (2^{em} méthode).

Les résultats obtenus à l'issue du traitement biologique par Bioréacteur en discontinu ont montré un meilleur taux d'abattement de la charge polluante pour des faibles volumes de lixiviat (125 ml), allant même au-delà de nos attentes puisque la valeur obtenue respecte les normes de rejet. Par contre, les autres volumes 250ml et 500ml, les résultats obtenus n'étaient pas satisfaisants, ils étaient supérieurs à la norme de rejet.

Le traitement biologique par aération intensive apparaît très intéressant en question de coût et abattement de la DCO, mais le seul inconvénient de cette opération c'est qu'elle demande de très longues durées de traitement qui peuvent atteindre des mois.

Dans le but d'améliorer les rendements épuratoires, nous avons complété les traitements précédents par des traitements complémentaires, tels que le traitement en station d'épuration urbaine, filtration (filtre à sable) et adsorption sur charbon actif (CAG).

En effet le couplage des procédés suivants : (coagulation-floculation et traitement

biologique), (traitement biologique et adsorption), c'est avéré un procédé du traitement du lixiviat suffisamment efficace pour répondre aux normes en vigueur ?

Si vraiment nous voulons parvenir à régler le problème que constituent les lixiviats de décharges, il faut revenir à la source, c'est-à-dire au niveau de nos foyers, car un travail de sensibilisation et de responsabilisation de chacun consisterait à faire attention à ce que l'on rejette en triant nos ordures ménagères et en réutilisant et recyclant ce qui peut l'être, afin que n'arrivent en décharge que les déchets dits « ultimes ». Ceci conduirait nécessairement à une diminution des quantités de percolât produits, mais aussi leur concentration en éléments polluants et nocifs, ce qui aurait pour conséquence une meilleure protection pour l'homme et son environnement.

A la fin de ce travail, on propose les recommandations suivantes :

- Les résultats de DCO finales après traitement de lixiviat par coagulation-floculation nous ramènent à proposer ce type de procédé comme un prétraitement dans une station de traitement de lixiviat.
- Egalement une évaluation des coûts de traitement par coagulation-floculation et la réalisation des essais à l'échelle pilote où semi industrielle est jugée intéressante.

- [1] : LATIFA AZZOUZ : 2011, Traitement des lixiviats de la décharge d'Oued Smar par couplage POA/Bioréacteur, génie de l'environnement, Ecole Nationale Polytechnique.
- [2] : A.DAMIEN : Guide du traitement des déchets ; DUNOD, paris, 2002.
- [3] : D. HUEBER : Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains ; GTZ GmbH, juillet 2001.
- [4] : HAMOURI.K et DJEMAA.R : 2006, Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, USTHB.
- [5] : ATTOU.F : 1990, Caractérisation du lixiviat de la décharge de Oued Smar et estimation de son impact sur la nappe souterraine. Projet de fin d'étude, E.N.P.
- [6] : BLIEFERT ; PERRAUD, 2009. Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets.2ème édition de Boeck. ISBN : 978-2-8041-5945-0.
- [7] : M. SOKONA MOHAMED YOUNBA et M. CISSE MOUHAMDOUN : 2013, Étude du centre d'enfouissement technique de corso, caractérisation des déchets et du lixiviat. Génie de l'environnement. Université M'Hamed bougara de boumerdes.
- [8] : Article. (2005). Agence national des déchets (Rapport de caractérisation des déchets de déchets entrant au C.E.T de Corso).
- [9] : BERTHE C., 2006. Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 196 p.
- [10] : ALOUEIMINE S.O. 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contributions à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 195 p.
- [11] : AMOKRANE, A., (1994). Épuration des lixiviats de décharge. Prétraitement par coagulation-floculation. Traitement par Osmose inverse. Post-traitement par incinération. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées LCPAE Lyon, France, 286p.
- [12] : YANN H., 1999. Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, Université de Montréal, 260 p.
- [13] : KHATTABI H., 2002. Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France). Thèse de doctorat 3èm Cycle, ISE France, 167 p.
- [14] : AINA M.P., 2006. Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites. Thèse de Doctorat, Université de Limoges, France.
- [15] : WILLIAMS P.T., 2005. Waste Treatment and Disposal, Second Edition, John Wiley & Sons Ltd, England, 338 p.

- [16] : BARRES M.M. BARLAZ M.A ; HAMR K ; SCHAEFER D.M., 1990. Méthane production des lixiviats de décharge ; le point de connaissance en 1990. T.S.M/AG.HTM ; N°6.
- [17] : MILLOT. N., 1986. «Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement», Thèse de doctorat, INSA Lyon, 1986.
- [18] : RAMADE.F., 1998. «bio-géo-chimie et écologie des eaux continentales et littorales», Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau, Edi science, 1998.
- [19] : TABOUCHOUNT.A., 2009. «Traitement des lixiviats du C.E.T d'Ouled Fayet par la combinaison des Procédés : boues activée et oxydation Fenton», Projet de fin d'étude, ENP, Juin 2009.
- [20] : BELKACEMI. M., 1993. Contribution à l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, E.N.P. 1993.
- [21] : A. A. TATSI, A. I. ZOUBOULIS, K. A. MATIS and P. SAMARAS, Department of Chemistry, Division of Chemical Technology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki GR-541 24, Greece, Chemical Process Engineering Research Institute.
- [22] : MEMENTO, (1989), technique de l'eau, tome 1(1989), Dégrèvement.
- [23] : AGHTM, «La déchargea un avenir : le centre de stockage», TSM, numéro 1, janvier 2000.
- [24] : TCHOBANOGLOUS. G., «solid waster», Mcgraw-hill, TOKYO, 1977.
- [25] : DHAOUADI H., Procédés biologiques d'épuration. UVT, Tunisie, 2008.
- [26] : GRENBERG A.E., Effect of phosphorus removal on the activated sludge process. Sew Ind. Wastes, pages 27, 277-283, 1955.
- [27] : BOCK E., CHMIDT I., STÜVEN R., ZART D., Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. Archives of Microbiology, 1995, pages 163, 16-20.
- [28] : SCRIBAN RENE, 1999. Biotechnologie. Edition TEC & DOC. 5eme édition.
- [29] : QUEINNEC I, (2000), « Contribution à la commande de procédés biotechnologiques : application au traitement biologique de la pollution », Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France.
- [30] : NOUAL MOHAMED ZINEDDINE, (2008) : (Essai de modélisation de l'étape de coagulation). Mémoire de fin d'études de l'université des sciences et technologie. Boumerdes 2008.
- [31] : TONNI AGUSTIONO KURNIAWAN, WAI-HUNG LO, and GILBERT YS CHAN, Department of Applied Biology and Chemical Technology, The Hong Kong SAR Polytechnic University, Hung Hom, Kowloon, Hong Kong Received 13 April 2005 ; revised 2 August 2005 ; accepted 5 August 2005. Available online 28 November 2005.

- [32] : DESJARDINS. R, (1997) «le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée», Presse Internationale Polytechnique, 1997.
- [33] : Raymond Desjardins, le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée.
- [34] : GAID.A, «Epuration biologique des eaux usées urbaines», Tome I, Alger, 1994.
- [35] : GOMELLA C., GUERREE H. (1978), Le traitement des eaux publiques, Industrielles et Privées. Edition Eyrolles, 1978.
- [36] : MEDKOUR YACINE : 2012, caractérisation et traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'ouled fayet, génie de l'environnement, école nationale polytechnique.
- [37] : PRESCOTT ; HARLEY ; KLEIN, 2006. Microbiologie. 2eme édition Française. Edition deboeck.
- [38] : JEONG Y.D., 1995. Caractérisation des matières organiques réfractaires dans les effluents traités par voie biologique, Thèse Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse.
- [39] : MANNAN S ; FAKHRU'L-RAZI A ; ZAHANGIR ALAM M., 2005. Use of fungi to improve bioconversion of activated sludge. Water Research. 39, (13), 2935-2943.
- [40] : JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE n°26. (2006).Décret exécutif n°06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19avril 2006 définissant les valeurs limites de rejets d'effluents liquides industriels, Algérie, p. 4-5.

I. Dosage de la demande chimique en oxygène (DCO)

❖ Standard méthode (ALPHA, 1985)

➤ Appareillage :

Un photomètre UV visible, pour travailler à 600nm.

➤ Réactif de digestion

1. Dissoudre 10.216 g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement chauffé à 103 °C pendant 2h, dans 500ml d'eau distillée.
2. Ajouter 167ml de H_2SO_4 concentré +33.3 $HgSO_4$, dissoudre à température ambiante et diluer à 1000ml avec de l'eau distillée.

➤ Réactif d'acide sulfurique

Ajouter Ag_2SO_4 à H_2SO_4 concentré avec un taux de 5.5g de Ag_2SO_4 / kg H_2SO_4 .

➤ Mode opératoire :

1. Prendre 1.5ml de réactif de digestion + 3.5 ml de réactif d'acide sulfurique dans des tubes spécifique, après le mélange les tubes doivent être immédiatement bien fermés afin d'éviter toute évaporation suite à un fort réchauffement du a une réaction exothermique bien fermés afin d'éviter toute évaporations suite à un fort réchauffement.
2. Bien mélanger les tubes au vortex, et laisser les refroidir.
3. Mettre le bloc chauffant en marche à 148 °C, jusqu'à ce que le voyant de chauffe (heating) s'allume.
4. Ajouter 2ml de l'échantillon à analyser pour le tube préparé, fermer le tube et agiter
5. Positionner les tubes dans le bloc chauffant préalablement préchauffé, régler le minuteur sur 120mn.
6. Après minéralisation des tubes échantillons, le bloc s'arrête automatiquement de chauffer.
7. Sortir les tubes, les laisser refroidir, les agiter.
8. Effectuer la lecture sur photomètre à $\lambda=600$ nm.

Le résultat est exprimé en mg d'oxygène par litre.

II. Le principe de mesure de la DBO₅

La mesure de la DBO₅ dépendra de l'activité des micro-organismes présents dans l'eau à analyser. La méthode normalisée utilise un oxymètre : appareil électrique équipé d'une sonde qui donnera une mesure instantanée du taux d'oxygène présent dans l'eau. En mesurant le taux d'oxygène dans une éprouvette exempte d'air au jour de la préparation et après 5 jours de culture, il est possible de connaître la part d'oxygène consommée par les micro-organismes pour leurs besoins métaboliques sur cette durée.

Pour la méthode OXYTOP, les éprouvettes seront remplies avec un volume d'échantillon prédéterminé. La présence d'une pastille de soude dans l'éprouvette permettra d'absorber le CO₂ produit pendant les réactions d'oxydation des matières organiques par les bactéries. L'éprouvette étant fermée hermétiquement avec un bouchon spécial équipé d'un manomètre digital à mémoire, il sera possible de mesurer la dépression qui se créera graduellement au fur et à mesure de l'absorption du CO₂. Par corrélation avec une échelle de facteur, il sera possible d'en déduire la DBO₅ de l'échantillon.

➤ Préparation :

La mise en culture doit permettre le bon développement des bactéries. C'est pourquoi, les facteurs limitant seront corrigés : les échantillons seront additionnés de substrat, ils seront mis en cultures dans une enceinte à 20°C. Seule quantité de matières oxydables disponible doit influencer sur le développement des bactéries et donc leurs consommations d'oxygène.

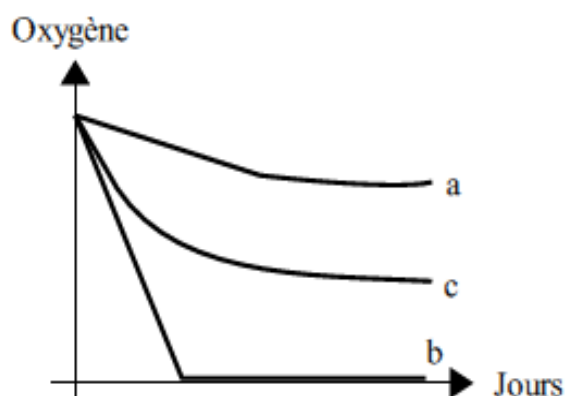
Cependant, il convient d'éviter un trop fort développement. Si tout l'oxygène disponible est consommé trop vite, il est impossible de conclure sur la demande biologique au bout de 5 jours (b).

Au contraire si le développement est trop ralenti par une trop faible présence de bactérie dans l'échantillon, la mesure risque d'être trop incertaine au regard des erreurs induites par les manipulations (a). Une bonne dilution c permettrait d'avoir une consommation de 40 à 60% de l'oxygène mesurée dans le flacon au départ (c).

On peut avoir une idée de la DBO₅, sachant que pour un effluent domestique, le rapport DCO/DBO₅ est d'environ 2.

Au moment de la préparation des échantillons pour la détermination de la DBO₅, nous n'avons pas encore la valeur de la DCO. Pour cette manipulation nous avons donc préparé plusieurs échantillons dilués avec de l'eau de dilution préalablement préparé, dans des proportions variables.

De même le pH devra être préalablement mesuré pour vérifier qu'il se situe bien entre 6 et 8.



Pour la méthode utilisant l'OXYTOP, la présence d'air dans l'éprouvette n'est pas gênante mais le volume d'échantillon introduit doit être mesuré avec précision. Pour cela des fioles jaugées permettent une mesure précise du volume prévu. Ce volume sera choisi en fonction de la plage de mesure prévue pour la DBO₅. A chaque plage est associé un facteur de correction de la lecture pour traduire la mesure (Pa) en DBO₅ (Mg/L).

➤ **Manipulation :**

- ✓ La manipulation consiste à mesurer les valeurs d'oxygène dissout dans les échantillons dilués et des échantillons "blancs" à l'aide d'un oxymètre. Une série d'échantillons sera ensuite mise en culture dans une enclave à 20°C.
- ✓ Attention à ne pas enfermer d'air dans les flacons mis en culture.
- ✓ La sonde O₂ de l'oxymètre doit être manipulée en permanence afin que l'échantillon en contact avec le capteur ne soit pas stagnant.
- ✓ Vérifier la mise à zéro avant la pose des bouchons-manomètres. Introduire deux pastilles de soude dans le support prévu.
- ✓ Veiller au bouchonnage correct lors de la mise en place des bouchons.
- ✓ Mettre en culture à 20°C pendant 5 jours.

➤ **Point important :**

Lors de manipulations d'échantillons, il convient d'éviter les brassages trop énergiques qui pourraient y favoriser la dissolution d'oxygène et ainsi influencer sur les mesures. Nous nous sommes aperçu (trop tard) que la sonde oxymétrie pouvait entrer dans le flacon d'incubation.

➤ **Analyse des résultats (Méthode normalisée) :**

Les mesures d'oxymétrie des échantillons blancs après 5 jours d'incubation laissent apparaître un taux d'oxygène plus élevé qu'au jour 0 ! Cette anomalie peut s'expliquer par un problème de manipulation (le fait de transvaser le contenu du flacon dans un bécher pour réaliser la mesure dissout de l'oxygène dans l'échantillon) ou une erreur dans la calibration de l'appareil. Dans ces deux cas, nous ne pouvons qu'en déduire un certain décalage entre les résultats et la valeur réelle. Le calcul de la DBO₅ sera donc faussé d'une erreur importante. En conséquence nous avons décidé de calculer la DCO en considérant l'écart D₀-D₅ = 0 (pas de perte d'oxygène dans les échantillons blancs, ce qui correspond au cas idéal). Cela ne corrigera pas l'erreur de mesure sur les échantillons, mais enlèvera du calcul une donnée irrationnelle.

$$DBO_5 = F (T_0 - T_5) - (F - 1) (D_0 - D_5)$$

Sans cette erreur incorrigible, les résultats utilisables seraient ceux des échantillons d'eau d'entrées 1 et 2 dilués 50 fois, ainsi que les échantillons d'eau de sortie 1 et 2. Les autres échantillons présentent des résultats (T₀-T₅) hors de la plage de validité des mesures (0,4T₀ < T₀-T₅ < 0,6T₀).

La DBO₅ calculée est bien inférieure à la DCO mais elle est probablement sous-estimée et le facteur DCO/ DBO₅ de 2,4 pour les eaux d'entrée de station est donc surestimé.

Résumé

Lors de l'élimination des déchets ménagers et assimilés en centre d'enfouissement technique (exemple CET de Corso), procédé qui est de plus en plus utilisé en Algérie, il se forme des lixiviats liquides qui doivent être traités avant rejet. Les lixiviats non traités constituent non seulement une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique, mais aussi un mauvais exemple de la prise en charge correcte des déchets ménagers. Ces lixiviats ont fait l'objet d'un traitement physico-chimique par coagulation floculation, mais aussi par traitement biologique à un bioréacteur aéré en mode discontinu (Batch process), ces traitements ont abouti à un abattement relativement important de la charge organique et minérale. Pour atteindre une efficacité plus élevée d'élimination de la pollution, des traitements complémentaires ont été appliqués.

Mots clés : déchets, CET, lixiviat, pollution, traitement, coagulation-floculation, bioréacteur, charge organique et minérale, traitement complémentaire.

Abstract

When disposing of household and similar waste in a landfill site (example CET of Corso) process that is increasingly used in Algeria, it forms liquid leachate must be treated before discharge. Untreated leachate is not only a potential source of pollution of ground water, but also a bad example for the proper management of household waste. These leachates were the subject of a physico-chemical treatment by flocculation coagulation, but also by biological treatment in an aerated bioreactor batch process, these treatments resulted in a relatively large reduction of organic and inorganic filler. To achieve a higher removal efficiency of pollution, complementary treatments were applied.

Keywords : waste, CET, leachate, pollution, treatment, coagulation-flocculation, bioreactor, organic and inorganic filler, complementary treatments.

الملخص

عند التخلص من النفايات المنزلية والمماثلة في موقع مكب النفايات (مثل مركز الدفن التقني كورسو) العملية التي يتم استخدامها بشكل متزايد في الجزائر، تتشكل العصارة والتي يجب أن تعالج قبل رميها. العصارة غير المعالجة ليست فقط مصدرا محتملا للتلوث المياه الجوفية، ولكن أيضا مثالا سيئا للتكفل الصحيح بالنفايات المنزلية. هاته العصارة خضعت لمعالجة فيزيائوكيميائية بطريقة "التخثر-التسيخ" ولكن أيضا عن طريق المعالجة البيولوجية بمفاعل حيوي ذو تهوية يعمل بشكل متقطع. وأسفرت هذه العلاجات في انخفاض كبير نسبيا من الحمولة العضوية والمعدنية. لأجل الحصول على فعالية جد عالية لنزع التلوث، قمنا بتطبيق علاجات إضافية.

الكلمات المفتاحية: النفايات، مركز الدفن التقني، العصارة، التلوث، معالجة، التخثر-التسيخ، مفاعل حيوي ثنائي الاطوار، الحمولة العضوية والمعدنية، علاجات إضافية.