



Université de Ghardaïa

Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre
Département de Biologie

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de

MASTER

Domaine : Sciences de la nature et de la vie

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Sciences de l'environnement

Par : ZOUIDJA El Atra

Thème

**Epuration des eaux usées par lagunage naturel de la
région de Ghardaïa
Evolutions et conditions optimales**

Soutenu publiquement le : 19/06/2014

Devant le jury :

M. HADJ SEYED Abdelkader	Maître de conférences B	Univ. Ghardaïa	Président
M. HALILAT Mohamed Taher	Professeur	Univ. Ghardaïa	Encadreur
M. HAMADI Belkacem	Maître Assistant B	Univ. Ghardaïa	Co- Encadreur
M^{me} MOULAI Kerroumia	Maître Assistant A	Univ. Ghardaïa	Examinatrice
M. BEN SEMAOUNE Youcef	Maître Assistant A	Univ. Ghardaïa	Examinateur

Année universitaire 2013/2014

Remerciement

En préambule à ce mémoire je remercie **ALLAH** qui nous aide et nous donne la patience et le courage durant ces longues années d'étude.

Je tiens à remercier mon promoteur **Mr. le Professeur HALILAT M.T** Directeur de l'université de Ghardaïa qui a encadré notre travail.

Je tiens à remercier sincèrement **Mr HAMMADI Belkacem** Maître Assistant B à Faculté des sciences et technologie à l'université de Ghardaïa, qui, en tant que Co promoteur, pour l'orientation, la confiance, la patience qui a constitué un apport considérable sans lequel ce travail n'aurait pas pu être menée au bon port.

Je tiens à remercier **Mr HADJ SEYD A** Maître de conférence B à Faculté des sciences et technologie à l'université de Ghardaïa pour avoir accepté d'être Président de notre jury de Thèse. Je tiens à réitérer ces remerciements à l'encontre de **Mme MOLAY K** Maître-assistant à Faculté des sciences et technologie et **Mr BEN SEMAOUNE** Maître-assistant à faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre à l'université de Ghardaïa pour avoir acceptées d'examiner mon travail et de l'enrichir par leurs propositions.

J'adresse également mes sincères remerciements à monsieur **KRAIMAT M.** Maître-assistant A au département de biologie à la faculté des Sciences de la Nature et de la vie Université de Ghardaïa, pour leur aide .

J'exprime notre reconnaissance à tous les enseignants du département biologie de l'Université de Ghardaïa et tous les enseignants qui ont contribué à notre formation tout le long de notre cursus.

Mes remerciements les plus sincères aux ingénieurs de (DHW) en particulier monsieur **Mr CHOUIREB Mustapha** pour son accueil, son aide et la grande patience, et n'oublie pas **Mr OULED ABDALLEH EL Forma** et **Mme ADILA Khadidja** et le chef de service Assainissement de DHW **Mr BENRITAB Maïssoum** pour leurs contributions.

Je remercie très chaleureusement **Mr ABIDLI Tidjani** le chimiste de la STEP de Ghardaïa pour son l'aide précieuse qu'il m'a apporté tout au long de ce travail, et tout le personnel de la station d'épuration de Ghardaïa.

Je remercie **Mr REZZEG K**, responsable de laboratoire de géologie de l'université de Ghardaïa pour son aide, et tout le personnel à laboratoire de biologie de l'université et de m'avoir donné l'accès pour réaliser le travail expérimental.

Je souhaitant adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui nous ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de ce mémoire.

On n'oublie pas ma famille pour leur contribution, leur soutien et leur patience.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à tous nos proches et amis, qui nous ont toujours encouragées au cours de la réalisation de ce mémoire.

Merci à tous et à toutes.



Dédicaces

Je dédie ce travail :

*À mon cher parent qui a fait preuve d'abnégation, Tous les mots que
je puisse dire ne peuvent exprimer ma gratitude et mon amour à votre égard ;*

*Mon Père, je ne t'oublierai jamais, tu vis dans mon cœur, Je prie le
Dieu qu'il leur accorde la miséricorde et leur offre le paradis.*

Ma mère qui est la lumière de mes yeux que Dieu les garde pour moi .

À mes très chers frères et mes très chères sœurs

À mes cousins et cousines

À ma très chère tante

À mes chères Nièces et neveux surtout : Ahmed Yacine et Lina

À tous mes grandes familles ZOUIDJA et OULED AHMED.

À ma chère amie Nedjma et sa famille

*À mes très chères amies surtout : Amina, Laila , Khadidja , Sarra ,
Meriem El Hadja, Kaltoum , Fatima1 , Fatima 2 , Ikrem , Meriem, Nadjet
, Najwa, Messouda, Oum elkhier , Samia, Malika, Aicha, bouchra.*

À tous mes collègues de Mester 1 et 2 des sciences de l'environnement

À Toutes les personnes qui ont aidé à la réalisation de ce travail

À toute personne qui va lire ce mémoire.

À tous mes amis (es) qui se reconnaîtront

El Atra

Sommaire

Résumé	
Liste des abréviations	
Liste des Tableaux	
Liste de Figures	
Liste de Photos	
Introduction	1

Partie Théorique

Chapitre 1 : Généralités sur les eaux usées

1.1 Introduction	3
1.2. Définitions	4
1.3. La Répartition des eaux usées domestique suivants leurs origine	5
1.4. L'origine de la pollution des eaux	5
1.5. Les caractéristiques des eaux usées	6
1.5.1. Les paramètres physico-chimiques	6
1.5.2. Famille des Enterobacteriaceae	10
1.6. Les systèmes d'évacuation des eaux usées	13
1.7. Les effets des eaux usées	16

Chapitre 2 : Traitement des eaux usées

2.1. Introduction	17
2.2. L'épuration technique	18
2.2.1. Les phases de traitements	18
2.2.1.1. prétraitement	18
2.2.1.2. Le traitement primaire	22
2.2.1.3. Le traitement secondaire	25
2.2.1.3.1. Traitements biologiques	28
2.2.1.4. Traitement tertiaire	28
2.3. Les différents types d'épuration des eaux usées	29
2.3.1. L'épuration par cultures libres	29
2.3.2. L'épuration par Boues activées	29
2.3.3 .L'épuration par filtres à sable	31
2.3.4. L'épuration par lagunages	32
2.3.5. L'épuration par cultures fixes	34

Chapitre 3 : Le lagunage naturel

3.1. Introduction et Historique	37
3.2. Mécanismes Epuratoires Dans le Lagunage	38
3.2.1 Généralités	38

3.2. 2. Station épuration des eaux usées de Kef El Doukhan	39
3.2.3. La purification naturelle des eaux usées	40
3.3. Traitement des eaux usées domestiques par lagunage naturelle.	45

Partie Pratique

Chapitre 4 : Matériels et Méthodes

4.1. Introduction	48
4.5. Prélèvements des échantillons	48
4.3. Objectifs	48
4.4. Méthode	48
4.5. Réactifs et matériel utilisés	49
4.5.1. Détermination de la conductivité électrique et température et la salinité	49
4.5.2. Détermination du pH	50
4.5.3. Détermination des matières en suspension (MES)	51
4.5.4. Détermination de l'oxygène dissous	52
4.5.5. Détermination de : NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , N total.....	53
4.5.6. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).....	56
4.5.7. Détermination de la demande biologique en oxygène (DBO ₅)	57

Chapitre 5 : Résultats et Discussions

5.1. Introduction	60
5.2. Évolution de la teneur des éléments physico-chimiques	60
5.2.1. Evolution de pH dans le Temps	60
5.2.1.1. Discussion des résultats	60
5.2.2. Evolution de la température dans le Temps	61
5.2.2.1. Discussion des résultats	62
5.2. 3.Evolution de la conductivité électrique dans le Temps	62
5.2.3.1. Discussion des résultats	63
5.2.4. Evolution de salinité dans le Temps	63
5.2.4.1. Discussion des résultats	64
5.2.5. Evolution d'oxygène dissous dans le Temps	64
5.2.5.1. Discussion des résultats	65
5.2.6. Evolution de matières en suspension (MES) dans le Temps	65
5.2.6.1. Discussion des résultats	67
5.2.7. Evolution d'azote totale dans le Temps	67
5.2.7.1. Discussion des résultats	68
5.2.8. Evolution de nitrites (N-NO ₂ ⁻) dans le Temps	68
5.2.8.1. Discussion des Résultats	70
5.2.9. Evolution de nitrates (N-NO ₃ ⁻) dans le Temps	70
5.2.9.1. Discussion des Résultats.....	71

5.2.10. Evolution d'ammonium NH₄ (mg/l) dans le Temps	71
5.2.10.1. Discussion des Résultat.....	73
5.2.11. Evolution de demande chimique en oxygène DCO (mg/l) dans le Temps	73
5.2.11.1. Discussion des Résultats	74
5.2.12. Evolution de la demande biologique en oxygène DBO₅ (mg/l) dans le Temps	74
5.2.12.1. Discussion des Résultats	76
Conclusion	77
Bibliographies	79
Annexe	85

Liste des abréviations

SYMBOLES	SENS
CO₂	Dioxyde de carbone
CE	Conductivité électrique
DREW	Direction de Ressources en Eau de la Wilaya
DBO₅	Demande Biochimique en Oxygène pendant cinq jours
DCO	Demande chimique en oxygène
ENSH	Ecole nationale supérieure de l'hydraulique
FAO	Food Agriculture Organisation
JORA	Journal Officiel de la République Algérienne
MES	Les Matières En Suspension
N-NO₂⁻	Nitrite
N-NO₃⁻	Nitrate
N-NH₄⁺	Azote ammoniacal
O_{diss}	L'oxygène dissous
O₂	dioxygène
OMS	Organisation Mondial de la Santé
P-PO₄³⁻	Ortho Phosphore
PH	Potentiel hydrique
STEP	Station d'épuration des eaux usée
T°	température
µm	micromètre
mg/l	Miligram per litre
R-NH₂	Azote organique

Liste des Tableaux

N°	Désignations	Page
Tableau 1-1	Classification des espèces d'Entérobactéries les plus fréquents en clinique humaine	11
Tableau 1.2	Avantages et inconvénients des différents systèmes	14
Tableau 3.1	Dimensionnement lagunes primaires	42
Tableau 3.2	Dimensionnement lagunes secondaire	42
Tableau 4.1	Tableau 4.1. Volume d'échantillon d'après la DCO.	58

Liste des Figures

N°	Désignations	Page
Figure 1.1	Les réseaux unitaires	15
Figure 1.2	Les réseaux séparatifs	15
Figure 2.1	Schéma de grille mécanique courbe	19
Figure 2.2	Schéma d'un décanteur primaire	22
Figure 2.3	La loi de Stokes	23
Figure 2.4	Décanteur lamellaire RPS (Degrémont)	25
Figure 2.5	Schéma de Coagulation et floculation	27
Figure 2.6	Synoptique d'une station d'épuration comportant un disque biologique	35
Figure 3.1	La carte de wilaya de Ghardaïa et commune El Atteuf	39
Figure 3.2	Schéma explicative de la STEP d'EL-ATTEUF	41
Figure 3.3	Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel	43
Figure 5.1	Variations de pH des eaux usées brutes et traitées dans le temps	60
Figure 5.2	Variations de température des eaux usées brutes et traitées dans le temps	61
Figure 5.3	Variations de conductivité électrique des eaux usées brutes et traitées dans le temps	62
Figure 5.4	Variations de salinité des eaux usées brutes et traitées dans le temps	64
Figure 5.5	Variations d'oxygène dissous eaux usées brutes et traitées dans le temps	65
Figure 5.6	Variations de matières en suspensions des eaux usées brutes et traitées dans le temps	66
Figure 5.7	Rendement d'élimination mensuel de matières en suspensions.	66
Figure 5.8	Variations d'azote total des eaux usées brutes et traitées dans le temps	67
Figure 5.9	Rendement d'élimination mensuel d'azote totale	68
Figure 5.10	Variations de nitrite des eaux usées brutes et traitées dans le temps	69
Figure 5.11	Rendement d'élimination mensuel de nitrite	69
Figure 5.12	Variations de nitrates des eaux usées brutes et traitées dans le temps	70
Figure 5.13	Rendement d'élimination mensuel de nitrate	71
Figure 5.14	Variations d'ammonium N-NO₄ des eaux usées brutes et traitées dans le temps	72
Figure 5.15	Rendement d'élimination mensuel d'ammonium.	72
Figure 5.16	Variations de DCO des eaux usées brutes et traitées dans le temps	72
Figure 5.17	Rendement d'élimination mensuel de DCO	74
Figure 5.18	Variations de DBO₅ des eaux usées brutes et traitées dans le temps	75
Figure 5.19	Rendement d'élimination mensuel de DBO₅	75

Liste des Photos

N°	Désignations	Page
Photo 2.1	Grille mécanique courbe	20
Photo 2.2	Extraction du sable d'un dessableur-dégraisseur	21
Photo 2.3	Lits bactériens	34
Photo 2.4	Disques biologiques	36
Photo 3.1	Station d'épuration de Ghardaïa	40
Photo 3.2	Rejet final	44
Photo 3.3	Dégraisseur et dessableur	46
Photo 3.4	Bassins primaires	46
Photo 3.5	Bassins secondaire	47
Photo 4.1	Conductimètre	49
Photo 4.2	pH- mètre	50
Photo 4.3	Unité de filtration	52
Photo 4.4	Oxymètre	53
Photo 4.5	Réactifs DCO	57
Photo 4.6	Réacteur DCO	57
Photo 4.7	Spectrophotomètre DR2800	57
Photo 4.8	DBO - mètre	59

RESUME

Le but de cette étude est le suivi de l'évaluation des paramètres physico-chimiques des eaux usées traitées dans la STEP après et avant le traitement, pendant cinq mois (Janvier, février, Mars, Avril et Mai) pour étudier les performances épuratoires des polluants des eaux.

Les résultats montrent que les performances épuratoires sont bons et se situent au-delà de 60% pour la plupart des paramètres considérés. En effet les taux moyennes de rabattement calculé sont de l'ordre de 67.10% (MES), 66.2 % (DBO₅), 65.24% (DCO), et avec des taux moyens de rabattements assez acceptables pour les autres paramètres 12.9% (N-NH₄⁺), 28.57% (N-NO₂⁻), 45.19% (N-NO₃⁻) et 13.94 % (N₂ total) durant les cinq mois de suivi.

Ces performances sont dans l'ensemble proches aux gammes des performances exigées par la législation Algérienne et peuvent être amélioré après un bon développement et une bonne couverture des lagunes.

L'expérience de traitement des eaux usées par lagunage naturel à la STEP de Kef Dokhan (Ghardaïa) montre le rendement épuratoire actuel et acceptable et que les installations, de fonctionnement et la maintenance sont moins coûteux et plus bénéfique pour l'environnement.

Mots-clés : polluants, station d'épuration STEP, eaux usées, lagunage naturel, Ghardaïa.

ABSTRACT

The purpose of this study is the follow-up assessment of physico-chemical parameters of treated wastewater in the STEP before and after treatment for five months (January, February, March, April and May) to study the purification performance of water pollutants.

The results show that the treatment performance are good and are above 60% for most parameters. In fact, the average rate of drawdown calculated are of the order of 67.10% (MES), 66.2% (DBO₅), 65.24% (DCO), and with fairly acceptable means drawdown rate for the other parameters 12.9% (N-NH₄⁺), 28.57% (N-NO₂⁻), 45.19% (N-NO₃⁻) and 13.94% (N₂ total) during the five-month follow-up.

These performances are generally close to the ranges of performance required by Algerian law and may be improved after a good development and good coverage of lagoons.

The experience of wastewater treatment by stabilization ponds to STEP Kef Dokhan (Ghardaia) shows the current and acceptable treatment efficiency and facilities, operation and maintenance are less expensive and more beneficial to the environment.

Keywords: pollution, sewage treatment plant, STEP, wastewater ,stabilization ponds, Ghardaia.

الملخص

الهدف من الدراسة هو متابعة تطور معايير الفيزيائية والكيميائية للمياه القذرة المعالجة في محطة معالجة مياه الصرف قبل وبعد العلاج ، خلال خمسة أشهر (جانفي ، فيفري، مارس، أفريل و ماي) لدراسة أداء تنقية الملوثات الموجود في المياه .

أظهرت النتائج أن أداءات التصفية جيدة حيث تفوق نسبة الأداءات 60 % بالنسبة لأغلبية العوامل الملوثة المستهدفة ، في الواقع تم تسجيل نسب جيدة للتخفيضات المحسوبة هي على الترتيب الآتي : (MES) % 65.24 ، (DCO) % 66.2 ، (DBO₅) % 67.10، و (N-NH₄⁺) % 28.57 ، مع نسب متوسطة للتخفيضات مقبولة بالنسبة للعوامل الأخرى %28.57 (N-NO₂⁻) ، (N-NO₃⁻) % 45.19 و (N₂ total) % 58,34 خلال خمسة أشهر للمتابعة .

و ه ذه الأداءات في العموم قريبة من الأداء المطلوبة في التشريع الجزائري، و يمكن تحسينها بتطوير تغطية جيدة للأحواض .

التجربة لمعالجة المياه المستعملة بواسطة الأحواض الطبيعية في محطة تصفية المياه المستعملة في كاف الدخان (غرداية) ، يدل على ان مردودية التصفية الحالية مقبولة، بالإضافة إلى كون التركيب، التوظيف، و الصيانة أقل تكلفة و أكثر نفعاً للمحيط.

الكلمات المفتاحية : ملوثات ، محطة تصفية ، المياه القذرة ، الاحواض الطبيعية ، غرداية .

***INTRODUCTION ET
PROBLÉMATIQUE***

Introduction et problématique

Les eaux usées appelées aussi eaux polluées sont toutes les eaux susceptibles de contaminer les milieux dans lesquels elles sont déversées.

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autres elles sont considérées comme polluées et doivent être traitées.

On parle d'eaux grises quand il s'agit d'eau en matières polluantes par exemple des eaux d'origine domestique résultant du lavage des assiettes, des mains, des bains ou des douches et d'eaux noires lorsque elles contiennent diverses substances plus polluantes ou plus difficiles à éliminer telle que matières fécales, produits cosmétiques ou tous types de sous produit industriel mélangés à l'eau.

Il peut également s'agir d'eau découlement de surfaces imperméables, ainsi les eaux de ruissellement des places de stationnement sont considérées comme des eaux usées du fait de la présence de divers polluants comme les hydrocarbures ou les poussières d'usine des pneumatiques.

Dans la plupart des pays et en particulier dans les milieux urbanisés les eaux sont collectées par un réseau d'égout (aussi appelé réseau d'assainissement) soit directement dans le milieu récepteur soit dans une station de traitement.

Depuis déjà plusieurs décennies, un intérêt considérable sur les eaux usées s'est développé dans plusieurs parties du monde. En effet, les phénomènes d'eutrophisation des rivières et fleuves, les pénuries d'eaux dans les pays arides et semi-arides, l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture entre autre, ont provoqué une réflexion approfondie quant à la gestion des systèmes de collecte et de traitements des eaux usées.

Les villes dans le monde qui sont équipées de stations d'épuration ne dépassent pas le 10%.

La dépollution des eaux usées est l'un des grands défis planétaires à relever pour éviter la dégradation des équilibres écologiques.

Phénomène naturel, l'épuration par lagunage est réalisée grâce à un équilibre biologique, auquel participent des bactéries, du zooplancton, des algues et éventuellement des roseaux.

Le principe des lagunes se base sur l'utilisation d'énergie naturelle. En effet, il consiste en un passage des eaux usées dans un système ouvert de bassin généralement trois.

La première lagune dans le monde date de 1901, elle à été conçue dans la ville de San Antonio du Texas. Il s'agit d'un lac artificiel de 275 hectares, le bassin connu aujourd'hui sous le nom de "lac Mitchell", il est toujours en service.

la station de traitement des eaux usées par lagunage naturel Dans wilaya de Ghardaïa situé au lieu dit "Kef El Doukhan" en aval de l'Oued M'Zab dans la commune d'El Atteuf, assure un traitement de 46.000 m³/j d'eau par jour, et leurs réutilisations pour l'irrigation des périmètres agricoles.

Nous essaierons à travers ce mémoire d'apporter des éléments de réponse à certaines questions relatives au traitement des eaux usées domestiques par cette technique. Et qui sont posés aux problématiques.

- ▶ Dans quels cas le lagunage constitue-il une bonne solution pour l'épuration des eaux usées ?
- ▶ L'épuration par Lagunage naturel est-elle performante ?
- ▶ Quelles sont les conditions optimales pour ce type de traitement ?

Pour répondre à toutes ces questions on a procédé à l'élaboration de cette recherche qui entre dans le cadre d'un mémoire de master visant l'étude de cette technique de traitement dans le cas du projet réalisé dans la région de Ghardaïa.

Notre mémoire est constitué de cinq chapitres :

Le chapitre 1 décrit les généralités sur les eaux usées, chapitre 2 : étudie les différentes techniques de traitement des eaux usées, le troisième chapitre présent une étude détaillée sur lagunage naturel, dans le chapitre 4, on donne les différentes méthodes et le matériel utilisé pour la réalisation des différentes expériences et enfin le cinquième chapitre représente les résultats obtenus ainsi que leurs interprétations, on termine notre mémoire par une conclusion et des recommandations.

CHAPITRE 1

Généralités sur les eaux usées

Chapitre 1 .Généralités sur les eaux usées

1.1. Introduction

La pollution de l'environnement par des eaux usées insuffisamment ou mal traitées au delà de la dégradation de l'écosystème contamine les ressources en eau potable et représente l'une des causes majeurs de maladie chez l'homme , dans la monde , quelques 3,5 millions de personnes, soit environ 9.000 personnes par jour principalement des enfants de moins de 5 ans meurent chaque année de maladies causées par des pollutions liées aux égouts non traités telles que : diarrhée, choléra et typhoïde néanmoins ce ne sont pas les eaux usées qu'il faut incriminer mais il faut traiter et gérer certains de leurs composants en particulier la matière fécale l'une des substances les plus riches et productives qui soient les excréments (appelés communément « eaux noires » lorsqu'ils sont mélangés à l'eau) contiennent beaucoup de nutriments deux des plus recherchés. L'azote et le phosphore souvent appelés « Facteur limitant ».

1.2. Définitions

Après avoir été utilisées pour la lessive, la toilette, la chasse d'eau, le ménage, la cuisine ... les eaux sont évacuées par les réseaux d'assainissement. Ces eaux que nous rejetons sont appelées «eaux usées » ou « eaux pollués ».

Les aux usées contient d'une ou plusieurs substances modifiant la composition ou l'état d'une eau, constitue une pollution, dans la mesure où :

- La vie aquatique est perturbée, voire impossible,
- Les utilisations envisagées de l'eau sont restreintes ou même interdites.

Ces substances ou polluants sont nombreux et d'origine très variée (**Selhani, 2009**).

Généralement, on distingue plusieurs notions des eaux usées :

Les eaux claires, les eaux noires, les eaux grises, les eaux domestiques, les eaux industrielles.

(i) Les d'eaux claires

Ce terme est utilisé pour désigner une eau pluviale qui proviennent de l'écoulement de la pluie sur les routes et autres surfaces pavées, généralement très peu polluée

(ii) Les eaux noires

Les eaux de vanne de l'anglais black waters encore appelées « eaux noires » sont issues des appareils d'élimination domestiques appelés toilettes aménasées d'eau (**Langevin et al .1997**) (**Hammadi , 2011**) .

(iii) Les eaux grises

Qui correspondent à tous les autres usages : lave-linge, lave-vaisselle, douche/bain, etc.

(iv) Les eaux domestiques

Sont énumérées comme étant notamment celles issues des installations sanitaires, des cuisines, du nettoyage des bâtiments, des lessives a domicile, de certains petits établissements et qui sont destinées a être déversées dans une station d'épuration (**Gobert et Husson , 2012**) .

Les déchets présents dans ces eaux souillées sont constitués par des matières organiques dégradables et des matières minérales. Ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension (**Pronost ,2005**).

(v) Les eaux industrielles

Les eaux usées industrielles sont celles qui proviennent des diverses usines de fabrication ou de transformation. Elles peuvent contenir des substances organiques ou minérales corrosives. Les substances sont souvent odorantes, et colorées, et parfois toxiques et peuvent rompre l'équilibre écologique des milieux récepteurs. Les eaux évacuées par les industries sont (**Haouati, 2005**) :

- Les eaux de fabrication qui dépendent de la nature de l'industrie ;
- Les eaux de lavage des machines ;
- Les eaux de refroidissement qui dépendent du taux de recyclage.

1.3. La répartition des eaux usées domestique suivants leurs origine

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en:

(i) « **eaux ménagères** », ayant pour origine les salles de bains et les cuisines, qui sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, etc.

(ii) « **eaux de vannes** » comprenant les rejets des toilettes. Ces dernières sont chargées de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux (**Elskens, 2010**).

(iii) « **eaux fécales (eaux noires)** » Elles proviennent de l'évacuation des eaux usées, d'urinoirs mais aussi de chenils.....

1.4. L'origine de la pollution des eaux

Les pressions importantes qui s'exercent sur les réserves d'eau douce dans diverses régions du monde contribuent à une détérioration préoccupante de leur qualité. Celles-ci résultent d'activités anthropogéniques (domestiques, industrielles, agricoles et touristiques) produisant des eaux usées rejetées dans le milieu naturel directement ou par l'intermédiaire d'un système de collecte avec ou sans traitement (**Eckenfelder ,1982**). Les eaux usées se répartissent en trois grandes catégories (**Lacoste, 2008**) (**Elskens, 2010**).

- Les eaux résiduaires domestiques
- Les eaux résiduaires industrielles
- Les eaux pluviales ou de ruissellement

En générale, la pollution des eaux usées se manifeste sous forme minérale, chimique et biologiques. On distingue deux groupes de polluants des eaux :

1.4.1. Les polluants chimiques

La pollution chimique est engendrée par des rejets de produits chimiques à la fois d'origine industrielle et domestique. Dans ce qui suit, on déterminera les polluants responsables qu'ils soient organiques ou inorganiques (**Amara, 1993**).

1.4.2. Les polluants biologiques

Le rejet urbain en général présente des conditions très favorables à la prolifération de certains germes pathogènes et d'organismes bactériens. On peut citer les virus, les bactéries, les protozoaires, les vers et les microchampignons (**Rouabah, 2008**).

1.5. Les caractéristiques des eaux usées

Le degré de pollution d'une eau est caractérisé par différents paramètres, ces derniers serviront à mesurer les performances de l'épuration :

1.5.1. Les paramètres physico-chimiques

La pollution des eaux usées se présente sous deux formes principales :

- Physique (matières en suspension, T°, pH, La conductivité...)
- Chimique (matières dissoutes, DBO, DCO...)

Ces deux formes tiennent compte de facteurs tels que la turbidité, la température, la couleur.

1.5.1.2. Les matières en suspension et les colloïdes

On appelle « colloïdes » ou « particules colloïdales », les particules en suspension dont la taille s'étend de quelque 0.01 μm à quelque μm . Celles dont la taille est plus importante sont plutôt appelées « matières en suspension » (**Rodier et al, 2009**).

Sont des matières non solubilisées, de nature organique et minérale, les premières sont généralement volatiles, elles peuvent être traitées par dégradation biologique ; les dernières de natures minérales essentiellement inertes, elles peuvent être éliminées en grande partie par sédimentation (**Djabelkhir , 2007**) .

1.5.1.3. La conductivité

La mesure de la conductivité de l'eau permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité d'une eau usée dépend essentiellement de la qualité de l'eau potable utilisée et des activités industrielles de la population. La mesure de la conductivité est plus utilisée dans l'optique de détection d'une éventuelle pollution, que les autres paramètres n'auraient pas mis en lumière (**Mira, 2008**) .

1.5.1.4. Le pH

Exprime le degré d'acidité ou d'alcalinité des eaux usées. Ce paramètre joue un rôle primordial :

- Dans les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité) ;
- Dans les processus biologiques, dont certains exigent des limites de pH très étroites se situent entre 6,5 et 8,5 (**Beadry, 1992**) .

1.5.1.5. L'oxygène dissout

C'est la quantité d'oxygène, exprimée en mg/l, La présence d'oxygène dissout dans l'eau est indispensable; l'oxygène permet de maintenir plusieurs des qualités de l'eau notamment son goût ou son degré d'asepsie, il est essentiel pour la survie de nombreux organismes aquatiques (**Achouri F, 2003**).

L'oxygène dissout dans l'eau peut provenir :

- ❖ De la dissolution de l'oxygène de l'air par diffusion à travers la surface; de nombreux facteurs influent sur la solubilité de l'oxygène ainsi que sur la vitesse du transfert et de la répartition de ce gaz dans la masse d'eau considérée;
- ❖ De la biosynthèse pour les plantes vertes aquatiques qui, sous l'effet de la lumière solaire, utilisent le CO₂ dissout dans l'eau grâce à leur fonction chlorophyllienne dans le cas du lagunage (**Achouri F, 2003**) .

1.5.1.6. Les matières organiques

Les matières organiques susceptibles d'être rencontrées dans les eaux sont constituées par des produits de décomposition d'origine animale ou végétale, élaborés sous l'influence des micro-organismes. Ces produits très complexes sont formés principalement par des substances humiques de masse moléculaire très variable, généralement teintées, à caractère acide et hydrophile. En quantités beaucoup moins importantes, on rencontre des substances dites non humiques constituées principalement par des protéines et acides aminés, polysaccharides, etc.... (Mellak, 2009)

1.5.1.7. Demande biochimique en oxygène (DBO5)

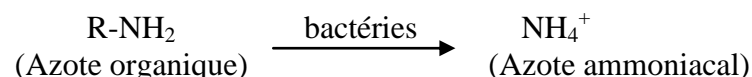
(exprimée en mg O₂/l) qui est la quantité d'oxygène consommée dans les conditions d'essai (incubation à 20 C° et à l'obscurité après un laps de temps de 5 jours), pour assurer par voie bactérienne l'oxydation biologique des matières organiques dites biodégradables (Boeglin et Roubaty, 2007).

1.5.1.8. Demande chimique en oxygène (DCO)

Représente la consommation d'oxygène (exprimée en mg O₂/l) dans les conditions d'une réaction d'oxydation par le bichromate de potassium, en milieu sulfurique à chaud et en présence d'un catalyseur, de l'ensemble des matières oxydables (sels minéraux oxydables et la majeure partie des matières organiques) (Boeglin, 1998)

1.5.1.9. L'Azote ammoniacal

Noté N-NH₄⁺ (on parle aussi de l'ion ammonium) qui provient de la décomposition par les bactéries de l'azote organique (AMMONIFICATION) ou des rejets directs d'animaux (urines, excréments) (Pronost, 2005). Selon la réaction suivante (Deronzier et Al, 2001) :



1.5.1.10 .Nitrites

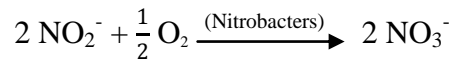
L'ion de nitrite (N-NO₂⁻) contient l'azote dans un état d'oxydation relativement instable. Les processus chimiques et biologiques peuvent plus loin ramener le nitrite à de divers composés ou l'oxyder en nitrate.

Les nitrites peuvent également être formés chimiquement dans des conduites de distribution par les bactéries de *Nitrosomonas* pendant la stagnation de nitrates dans une eau potable pauvre en oxygène particulièrement dans les conduites en acier galvanisées (**Mellak, 2009**).

1.5.1.11. Nitrates

Notés NO_3 (on parle aussi de l'azote nitrique) Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitrifiantes (nitrobactéries) transforment les nitrites (N-NO_2^-) en nitrates (N-NO_3^-).

Cette réaction appelée nitrification s'accompagne aussi d'une consommation d'oxygène (**Sevrin-Reyssac et al, 1995**).



Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, qui provient de la pluie, ou du lessivage des engrais et de l'azote reminéralisé sur les zones de cultures (**Semar et Mouloudi, 2006**).

1.5.1.12. Les phosphates

Les phosphates sont les oxydes de phosphore les plus connus. Ce sont les sels de l'acide ortho-phosphorique H_3PO_4 . (**Deronzier et Choubert, 2002**).

Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol; leur présence naturelle dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Des teneurs supérieures à 0,5 mg/l doivent constituer un indice de pollution.

Dans le cas du traitement des eaux brutes, les phosphates peuvent perturber l'efficacité de la coagulation et de l'adoucissement (**Rodier et coll. 2005**).

L'origine du phosphate dans les eaux usées est déduite de la connaissance des sources de phosphate naturel et de son utilisation (des produits lessiviels et de nettoyage, des rejets industriels, les rejets agricoles)

1.6. Famille des Enterobacteriaceae

a) Généralités

Le nom des entérobactéries a d'abord été proposé par Rahn (1937). Le type genre est *Escherichia*. Les entérobactéries constituent un groupe important de génétiquement et biochimiquement des bactéries. Études phylogénétiques placer dans le phylum protéobactériacés, classe Gammaproteobacteria et ordre Enterobacteriales (**Brenner et al, 2005**). Jusqu'au début des années 1960, classification bactérienne a été en grande partie basé sur caractéristiques phénotypiques et de la culture à partir d'observations (**Baylis et al, 2011**).

Les Enterobacteriaceae ou entérobactéries appartiennent à une famille de courts bâtonnets Gram négatifs, de 0,3 à 1,0 μm sur 1,0 à 0,6 μm , dont certains sont mobiles au moyen de flagelles péritriches et d'autres immobiles. Non sporulés, ils se multiplient en présence et en absence d'oxygène. Ils possèdent un métabolisme respiratoire et fermentatif et produisent des acides, et souvent du gaz, lors de la fermentation de glucose et d'autres hydrates de carbones. Il s'agit d'un groupe biochimiquement et génétiquement apparenté, présentant une grande hétérogénéité du point de vue de son écologie, de ses hôtes, et de son potentiel pathogène pour l'homme, les animaux, les insectes et les plantes (**Brenner, 1984**) (**Ghafir, 2008**).

b) Classification

La famille des Enterobacteriaceae comprend actuellement 100 espèces répertoriées. Les espèces les plus communément isolées en bactériologie clinique appartiennent à 12 genres : *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Hafnia*, *Klebsiella*, *Morganella*, *Proteus*, *Providencia*, *Salmonella*, *Serratia*, *Shigella*, *Yersinia*.

On propose le tableau **1.1** qui récapitule classification des espèces d'Entérobactéries :

Tableau 1.1 : Classification des espèces d'Entérobactéries les plus fréquents en clinique humaine (Pilet et al, 1979)

		Genre	Espèces
GROUPE I	<i>EDWARDSIELLEAE</i>	<i>Edwardsiella</i>	<i>Edwardsiella trada</i>
	<i>SALMONNELLEAE</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Salmonella typhi</i>
			<i>Salmonella paratyphi</i>
			<i>Salmonella enteritidis</i>
GROUPE II	<i>ESCHERICHIEAE</i>	<i>Escherichia</i>	<i>Escherichia coli</i>
		<i>Shigella</i>	<i>Shigella dysenteriae</i>
			<i>Shigella flexneri</i>
			<i>Shigella boydii</i>
			<i>Shigella sonnei</i>
<i>LEVINEAE</i>	<i>Levinea</i>	<i>Levinea malonatica</i>	
GROUPE III	<i>KLEBSIELLEAE</i>	<i>Klebsiella</i>	<i>Klebsiella pneumoniae</i>
			<i>Klebsiella oxytoca</i>
		<i>Enterobacter</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i>
			<i>Enterobacter cloacae</i>
		<i>Serratia</i>	<i>Serratia marcescens</i>
<i>Erwinia</i>			
GROUPE IV	<i>PROTEAE</i>	<i>Proteus</i>	<i>Proteus mirabilis</i>
			<i>Proteus vulgaris</i>
			<i>Proteus rettgerii</i>
		<i>Providencia</i>	
GROUPE V	<i>YERSINIEAE</i>	<i>Yersinia</i>	<i>Yersinia enterocolitica</i>
			<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>

1.6.1. Caractéristiques de la famille des Enterobacteriaceae

a) Les caractères morphologiques

- Toutes les entérobactéries ont une morphologie habituellement typique de type bacilles à Gram négatif de 2-3 µm de long sur 0,6 µm de large, généralement polymorphes.
- Les espèces mobiles les plus nombreuses le sont grâce à une ciliature péritriche.
- Certaines sont immobiles (*Klebsiella*, *Shigella*, *Yersinia pestis*).
- La présence d'une capsule visible au microscope est habituelle chez les *Klebsiella*.

- La plupart des espèces pathogènes pour l'homme possèdent des *fimbriae* ou *pili* qui sont des facteurs d'adhésion (**Bakhoun, 2004**).

1.8.1.1. Les coliformes

(i) Aspects généraux

Les coliformes se définissent comme étant des bactéries qui se présentent sous formes de bâtonnet, Gram-négatives, non sporulant, fermentant le lactose avec production de gaz et d'acide à 35°C pendant 48h. La définition des coliformes est essentiellement basée sur leurs caractères biochimiques (**Hammadi, 2011**)

Le groupe des coliformes comprend *E. coli*, *Enterobacter aerogenes* et *Klebsiella pneumonia* et représente moins de 10% de la flore intestinale (**Hammadi, 2011**).

(ii) Notion d'indicateur de pollution fécale

Indicateurs (ou bactéries indicatrices de contamination) n'ont pas nécessairement par eux-mêmes un caractère pathogène, mais leur présence indique l'existence d'une contamination par des matières fécales et leur abondance est une indication du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes. Un bon indicateur est par définition une espèce ou un groupe de bactéries

Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans différents pays et sous différentes juridictions. Les coliformes totaux et fécaux ont été très longtemps les principaux indicateurs de contamination fécale mais aujourd'hui, *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux sont reconnus comme plus appropriés pour évaluer le risque sanitaire associé aux diverses utilisations de l'eau (**Edberg et al, 2000; Fewtrell et Bartram, 2001**). Il est important de comprendre les potentialités et les limitations de ces différents indicateurs.

Quelques caractéristiques des indicateurs les plus couramment utilisés sont présentées ci-dessous :

- **Coliformes Totaux (CT)**. La pertinence de ce groupe comme indicateur est aujourd'hui fortement contestée du fait que toutes les espèces incluses dans les CT ne sont pas spécifiques de la flore intestinale des animaux à sang chaud. En effet, certaines espèces sont d'origine tellurique ou aquatique et sont capables de se développer dans l'environnement aquatique (**Tallon et al, 2005**).

- **Coliformes Fécaux (CF) (aussi appelés Coliformes Thermotolérants).** Les CF constituent un sous-groupe des CT capables de se développer à 44 °C. Les CF sont considérés comme plus appropriés que les CT comme indicateurs de contamination fécale. Ce groupe est majoritairement constitué de *Escherichia coli* mais comprend aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter*. Certains auteurs ont rapporté la présence de ces dernières espèces dans des eaux sans qu'aucune contamination fécale ne soit suspectée (**Mclellan et al., 2001; Gauthier et Archibald, 2001**).

- ***E. coli*.** De nombreuses études ont montré que cette espèce était généralement associée à une source fécale. Aujourd'hui *E.coli* est considéré comme le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud (**Edberg et al., 2000**).

- **Entérocoques Intestinaux.** Ce groupe est aussi considéré comme un bon indicateur spécifique de la contamination fécale. Plusieurs études ont montré que l'abondance des entérocoques intestinaux était mieux corrélée à l'apparition de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs fréquentant des plages aux eaux contaminées que l'abondance des CT ou CF (**Cabelli et al., 1982, 1989 ; Ferley et al., 1989**). Le fait que les entérocoques intestinaux survivent plus longtemps dans le milieu naturel que les *E. coli* peut constituer un avantage de ce groupe si l'on cherche à identifier une contamination fécale ancienne (**Pommepuy et al., 1992; Edberg et al., 1997**)(**Servais et al , 2007**) .

1.6.1.2. Les bactéries pathogènes

Les pathogènes sont les bactéries, les virus vecteurs de maladies. Le risque pour la sante publique augmente avec le nombre de pathogènes présents (**Koller, 2004**).

Les bactéries pathogènes incluent des espèces d'origine fécale humaine ou animale, qui appartiennent aux genres *Shigella* (*S. sonnei* et *flexneri*), *Salmonella*, *Campylobacter* (*C. jejuni* et *C. coli*), *Yersinia* (*Y. enterocolitica*), et *Escherichia* (*E. coli* pathogènes). Ces pathogènes opportunistes affectent essentiellement des sujets sensibles comme les enfants, les personnes âgées ou les immunodéprimés. Notons également que certaines bactéries pathogènes telles que les Salmonelles et des *E. coli* toxiques sont aujourd'hui plus souvent transmises à l'homme par de la nourriture contaminée lors de sa production, de sa préparation et de sa conservation que par l'eau.

1.7. Les systèmes d'évacuation des eaux usées

Le réseau d'assainissement des eaux usées d'une agglomération a pour fonction de collecter ces eaux pour les conduire à une station d'épuration. La collecte s'effectue par l'évacuation des eaux usées domestiques, (et éventuellement industrielles ou pluviales) dans les canalisations d'un réseau d'assainissement appelés aussi collecteurs. Le transport des eaux usées dans les collecteurs se fait en général par gravité, c'est-à-dire sous l'effet de leur poids. Il peut parfois s'effectuer par refoulement, sous pression ou sous dépression.

Les systèmes d'évacuation sont composés principalement de conduites à écoulement à surface libre, de canaux et fossé, et accessoirement de poste de pompage pour refouler les eaux vers les collecteurs. Habituellement, on considère deux catégories de systèmes d'évacuation, soit (Dechemi, 2008):

- L'égout combiné ou unitaire.
- L'égout séparatif composé d'un égout sanitaire et d'un égout pluvial.

Tableau 1.2 : Avantages et inconvénients des différents systèmes (Sedik, 2005) :

Système	Domaine d'utilisation	Avantages	Inconvénients	Contraintes d'exploitation
Unitaire	<ul style="list-style-type: none"> - milieu récepteur éloigné des points de collecte. - topographie à faible relief - débit d'étiage du cours d'eau récepteur important. 	<ul style="list-style-type: none"> - conception simple - encombrement réduit du sous-sol - à priori économique - pas de risque d'inversion de branchement. 	<ul style="list-style-type: none"> - débit à la STEP très variable . - la dilution des eaux usées est variable. - apport de sable important à la station d'épuration ; - rejet direct vers le milieu récepteur du mélange " eaux usées eaux pluviales " au droit des déversoirs d'orage. 	<ul style="list-style-type: none"> - entretien régulier des déversoirs d'orage et des bassins de stockage - difficulté d'évaluation des rejets directs vers le milieu récepteur.
Séparatif	<ul style="list-style-type: none"> - petites et moyennes agglomérations ; - extension des villes ; - faible débit d'étiage du cours d'eau récepteur. 	<ul style="list-style-type: none"> - diminution des sections des collecteurs - exploitation plus facile de la STEP - meilleure naturel préservé 	<ul style="list-style-type: none"> - encombrement important du sous-sol - coût d'investissement élevé - risque important d'erreur de branchement. 	<ul style="list-style-type: none"> - Surveillance accrue des branchements - entretien d'un linéaire important de collecteurs (eaux usées et pluviales)

1.7.1. Le système unitaire

Un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station d'épuration sont très variables. Pour éviter qu'un débit supérieur à sa capacité n'arrive à la station d'épuration, des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau (Djebali , 2008) .

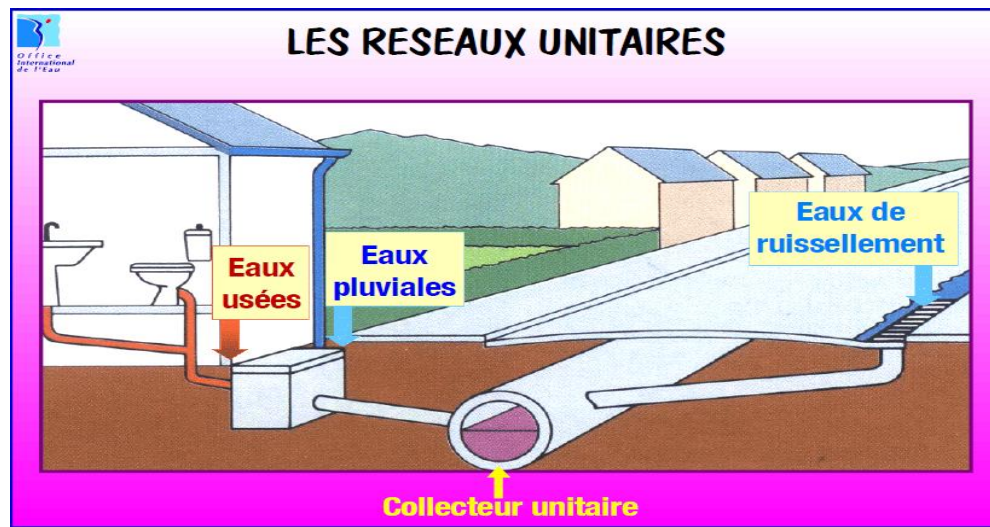


Figure 1.1 . Les réseaux unitaires (Pronost ,2005)

1.7.2. Le système séparatif

Le système séparatif consiste à spécialiser chaque réseau selon la nature des effluents ; un réseau est affecté à l'évacuation des eaux usées domestiques (eaux vannes et ménagères) et des effluents industriels, sous la condition qu'ils aient des caractéristiques analogues aux usées domestiques, un autre réseau assure l'évacuation des eaux pluviales directement rejetées dans le milieu récepteur.

L'origine du système séparatif est liée à la création des stations d'épuration : l'on pensait alors les alimenter des seules eaux usées domestiques, sans eaux parasites et sans mauvais branchements (Dechemi, 2008).

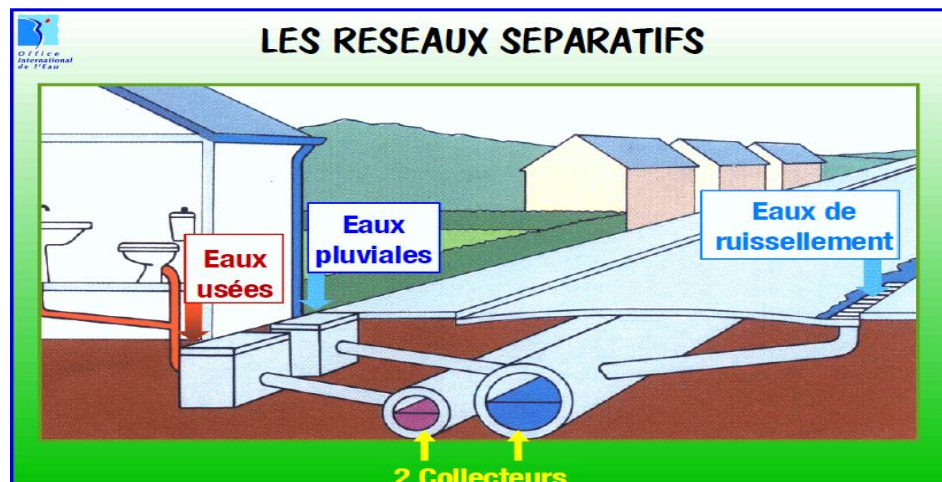


Figure 1.2. Les réseaux séparatifs (Pronost ,2005)

1.8. Les effets des eaux usées

Les conséquences immédiates ou différées d'un rejet d'eaux usées sur le milieu récepteur sont nombreuses. Elles sont dues à la présence d'éléments polluants contenus dans l'eau sous forme dissoute ou particulaire (CFPTE, 2006).

Les eaux usées qu'elles soient industrielles ou domestiques ont toujours un impact nocif vis-à-vis de l'environnement. Et cela est encore grave surtout si elles ne sont pas traitées avant leur rejet dans un exutoire (Konte , 2012) .

Les eaux polluées d'une manière générale ont des effets négatifs sur l'environnement. Le déversement anarchique des eaux usées domestiques, le défaut de conception et de réalisation des ouvrages sont autant de causes de contamination des sols, de l'air, des eaux de surface et des eaux souterraines. Ajoutons à cela la pollution de la nappe phréatique (Konte , 2012) .

Les effets sur la santé de l'exposition à des bactéries, virus et protozoaires pathogènes dans l'eau varient. Une maladie d'origine hydrique se manifeste le plus souvent par des troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements et diarrhée), habituellement de courte durée.

Cependant, chez les personnes sensibles, telles que les bébés, les personnes âgées et les personnes présentant un déficit immunitaire, les effets peuvent être plus graves, chroniques (p. ex. lésions rénales) ou même mortels (CFPTE, 2006).

CHAPITRE 2
Traitement des eaux usées

Chapitre 2. Traitement des eaux usées

2. 1.Introduction

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, chimiques et biologiques, en dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre au minimum d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée selon le degré d'élimination de la pollution et les procédures mis en œuvre, trois niveaux de traitements sont définis :

Les prétraitements consistent à débarrasser les eaux usées des polluants solides, les plus grossiers (dégrillage, dégraissage) ce sont de simples étapes de séparation physique : les traitements primaires regroupent les procédures physiques ou physico-chimiques visant à éliminer par décantation une forte proportion de matières minérales ou organiques en suspension.

Ces traitements primaires ne permettent d'obtenir qu'une épuration partielle des eaux usées, ils ont d'ailleurs tendance à disparaître en tant que seul traitement notamment lorsque l'élimination de la pollution azotée est requise pour reprendre aux exigences réglementaires, une phase de traitement secondaire recouvrant les techniques d'élimination des matières polluantes solubles (carbone azote et phosphore) ils constituent un premier niveau de traitement biologique

Dans certain cas, des traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible.

Les traitements tertiaires peuvent également comprendre des traitements de désinfection : la réduction des odeurs peut encore être l'objet d'attentions particulières

2.2. L'épuration technique

En épuration, Le traitement des eaux usées consiste fondamentalement à éliminer différents éléments présents afin d'obtenir une eau épurée conforme à des objectifs de rejet. Il y a de nombreux types de traitement mais la plupart se base sur l'intégration de deux procédés importants : la séparation des solides de l'eau à traiter par des méthodes physicochimiques, et l'action biologique de divers micro-organismes. L'application de ces divers processus d'épuration dépend à la fois des caractéristiques de ces eaux et du degré de traitement désiré (**Djabelkhir, 2007**).

Les prétraitements et le traitement primaire font appel à des procédés physiques (dégrillage, dessablage...) et/ou chimique (floculation) pour faire décanter les matières en suspension. (**Ellipses, 1999**) (**Elskens, 2010**).

2.2.1. Les phases de traitements

Dans une station d'épuration, le traitement de l'eau se fait sur plusieurs étapes selon la qualité de l'effluent, l'exigence et la sensibilité du milieu récepteur.

On peut diviser, le traitement de l'eau en 4 étapes :

Prétraitement, traitement primaire, traitement secondaire et le traitement tertiaire.

2.2.1.1. Prétraitement

Le prétraitement a pour objectif de séparer les matières les plus grossières et les éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement.

Il comprend quatre principaux modes de traitement des eaux usées : le dégrillage, pour retenir les déchets volumineux, le dessablage, pour obtenir une meilleure décantation et éviter l'abrasion des équipements, le dégraissage et le déshuilage, pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras. (**Deshayes, 2008**)

➤ **Dégrillage et tamisage**

Le dégrillage est un procédé qui consiste à retenir les solides contenues dans les rejets. Les éléments les plus gros sont retenus par des grilles (méthodes du dégrillage) ou par des tamis (tamisage). Le tamisage s'apparente au dégrillage mais avec des débits bien inférieurs car les grilles

sont remplacées par des toiles métalliques ou des tissus. Les dessableurs sont des procédés mécanique et hydraulique qui éliminent également parties denses de l'effluent. (Grini et Badot , 2007)

Le dégrillage à titre d'exemple vise :

- La protection des ouvrages aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation ;
- La séparation et d'évacuation des matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants, ou en compliquer l'exécution (Hassani ,2008) .

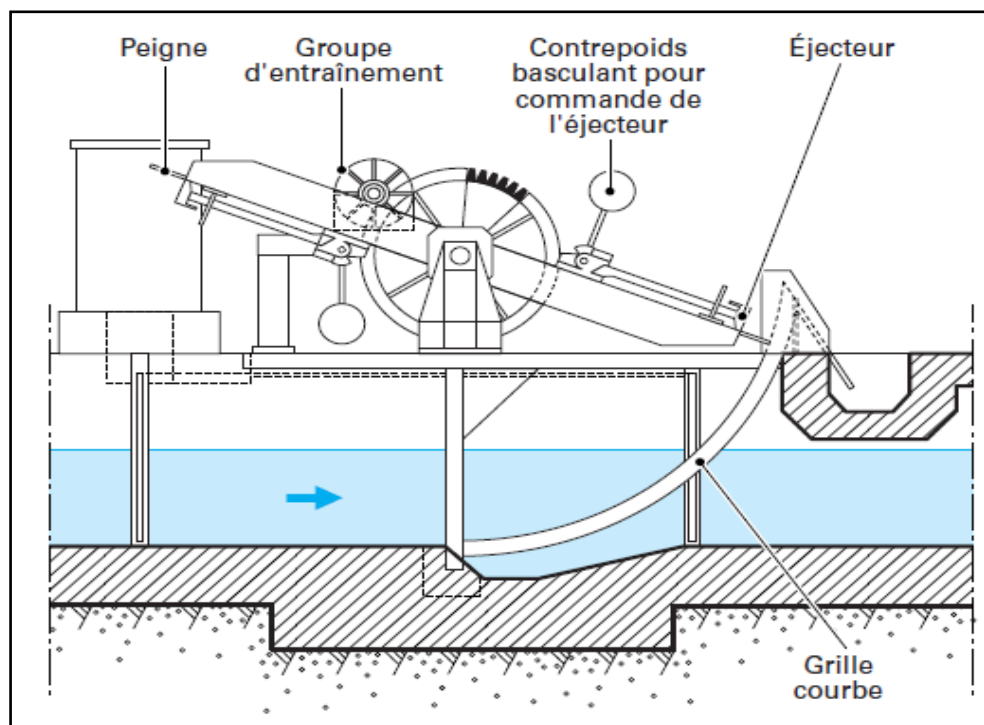


Figure 2.1. Schéma de grille mécanique courbe (Boeglin, 2002)

On peut distinguer le:

- Tamisage, ouverture maximum de 3 mm.
- Dégrillage fin, pour un écartement entre 3et 10 mm.
- Dégrillage moyen, pour un espacement de 10 à 30mm.
- Prédégrillage ou dégrillage grossier, pour un écartement supérieur à 30 mm.

(Hassani ,2008)



Photo 2.1. Grille mécanique courbe (Djabelkhir, 2007)

➤ **Dessablage**

L'élimination des sables présents dans l'effluent brut est indispensable si on veut protéger les conduites et pompes contre l'abrasion et aussi éviter le colmatage des canalisations par une sédimentation au cours du traitement.

La vitesse de sédimentation des particules est fonction de leur nature, de leur diamètre et de la viscosité du liquide dans lequel elles se trouvent.

C'est donc une décantation sélective des particules à haute densité. Il faut que la vitesse ascensionnelle soit inférieure à la vitesse de chute des particules et également à la vitesse transversale.

Il existe divers types de dessableurs dont :

- Les dessableurs à couloirs
- Les dessableurs aérés
- Les dessableurs circulaires

Il peut s'agir de dessableurs à couloirs simples qui sont des canaux à section élargie et rectangulaire, dans lesquels la vitesse de passage est inférieure à 0,3 m/s de façon à éviter le réentraînement des particules par le courant d'eau (**Pronost et al. 2002**) .



Photo 2.2. Extraction du sable d'un dessableur-dégraisseur (Pronost et al. 2002)

➤ **Déshuilage**

Les opérations de dégraissage et de déshuilage consistent en une séparation des huiles et graisses, produits de densité légèrement inférieure à celle de l'eau, de l'effluent brut.

Les graisses sont des produits solides d'origine animale ou végétale. Elles sont présentes dans les eaux résiduaires urbaines et dans certaines eaux résiduaires industrielles, essentiellement agroalimentaires. Elles sont difficilement biodégradables en l'état et peuvent poser divers problèmes au cours du traitement : boules graisseuses, diminution des transferts d'oxygène, apparition de bactéries filamenteuses. Ces graisses sont également très dommageables pour les équipements et notamment pour les pompes, elles font donc l'objet d'un prétraitement.

Le dégraissage est une opération de séparation liquide-solide réalisant un compromis entre une rétention maximale de graisses et un dépôt minimal de boues. On peut noter qu'une injection d'air au fond de la bache de séparation permet de récupérer les graisses par flottation. Cette préparation des effluents facilite l'épuration des effluents en aval, en réduisant le colmatage et en évitant une certaine inhibition des processus biologiques.

Les huiles sont des produits liquides : huiles végétales, huiles minérales, hydrocarbures légers. Leur séparation se fait par absorption ou filtration.

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide bien souvent réservée à l'élimination des huiles présentes dans les eaux résiduaires industrielles (raffineries de pétrole).

L'élimination des huiles et des graisses s'effectue par écumage manuel ou mécanisé (Deshayes, 2008).

2.2.1.2. Le traitement primaire

Après les prétraitements, les effluents conservent une charge polluante dissoute et des matières en suspension. Les procédés de traitement primaire sont physiques, comme la décantation, ou physico-chimique.

➤ La décantation

La décantation peut être définie comme une technique de séparation des matières solides du liquide qui les contenait, sous l'influence des forces de gravité.

Sans addition de réactifs chimiques, la décantation n'assure que la séparation des matières en suspension décantables qui présentent une granulométrie supérieure à 50 μ m. Cette opération, à l'origine d'une clarification partielle, est nommée **décantation primaire**.

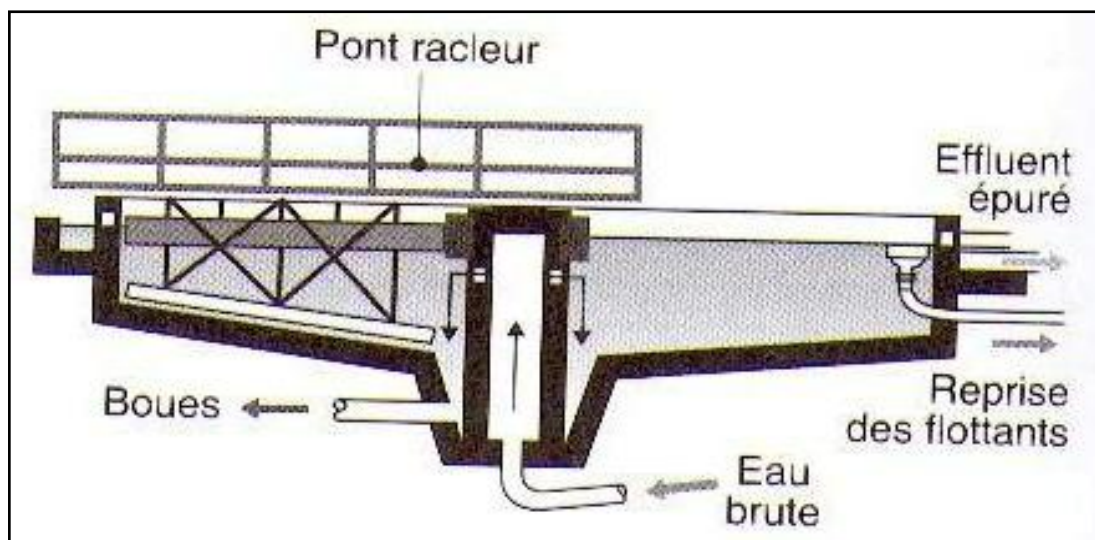


Figure 2.2. Schéma d'un décanteur primaire (Achouri , 2003)

L'élimination quasi totale des matières solides implique une **coagulation- floculation** préalable pour parfaire la clarification. On désigne sous le terme, **traitement physico-chimique** la séquence coagulation-floculation et décantation (Boeglin, 2002).

Toute particule présente dans l'eau est soumise à trois forces : la force de pesanteur qui permet la chute de cette particule et la force de frottement due à la traînée du fluide qui s'oppose au mouvement de chute et poussée d'Archimède.

Stokes a établi une loi qui permet de calculer la vitesse de chute d'une particule dans l'eau :

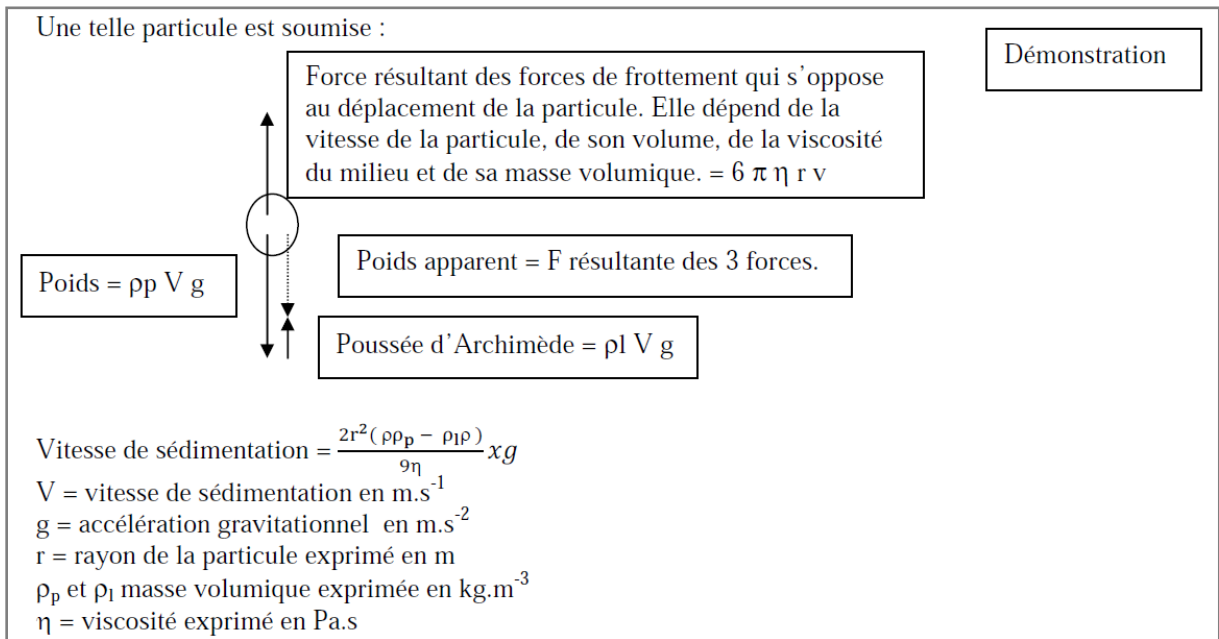


Figure 2.3. La loi de Stokes

La vitesse de chute des particules présentes dans l'eau peut être influencée en agissant sur certains paramètres tels que l'augmentation de leur diamètre par le procédé de la floculation, la modification de leur densité par l'emploi de microsables injecté en tête du décanteur et l'augmentation de la température de l'eau, ce qui a pour conséquence de diminuer sa viscosité et ainsi favoriser la décantation des floes (Cardot, 1999).

Toutes les particules dont la vitesse de décantation est supérieure à la vitesse ascensionnelle seront retenues par le décanteur.

Les performances, c'est-à-dire les **taux de clarification** pouvant être obtenus seront fonction (Boeglin, 2002) :

- De la **charge hydraulique superficielle** (chs) ou **vitesse ascensionnelle** appliquée à l'ouvrage de décantation, en relation directe avec le temps de séjour de l'effluent dans le décanteur ;
- De l'**accélération de la sédimentation des matières solides** pouvant être occasionnée par l'intermédiaire d'un traitement de coagulation-floculation approprié et optimisé.

A Suivant la nature des effluents résiduaux, les caractéristiques physico-chimiques (propriétés électriques, densité, concentration) des particules en suspension et les conditions d'exploitation désirées, trois grands systèmes de décantation peuvent être proposés (Eckenfelder , 1982) :

a) Décantation statique

Elle est assurée dans des bassins de forme circulaire ou rectangulaire avec ou sans raclage des boues décantées selon la quantité de matières en suspension dans les effluents et le volume des boues à évacuer (**Boeglin, 2002**).

Les particules sont considérées indépendantes et tombent à leur propre vitesse. L'écoulement doit être laminaire sans turbulences, ni courants. Le principe est que les particules atteignent le fond du décanteur avant de sortir (**Djabelkhir, 2007**).

b) Décantation accélérée

Elle est basée sur le principe que pour favoriser la floculation incorporée au décanteur et par suite parfaire la clarification, il est intéressant d'augmenter les chances de rencontre des particules.

On emploie pour cela deux processus consistant :

- l'un à augmenter leur concentration dans l'eau à traiter, par exemple par un recyclage partiel des boues décantées ;
- l'autre à créer un lit de boue fluidisé qui sera traversé par l'eau floculée.

Ces deux principes ont trouvé leur application dans la conception de deux types de décanteurs fonctionnant à performances égales à des charges hydrauliques superficielles de décantation 2 à 3 fois supérieures à celles des décanteurs classiques .

c) Décantation lamellaire

La séparation lamellaire a permis une évolution importante de la technologie de décantation avec la conception d'installations beaucoup plus compactes (**Edeline, 1988**).

La décantation lamellaire s'opère dans des ouvrages cloisonnés intérieurement par des plaques ou tubes parallèles d'orientation dans lesquels on améliore les conditions hydrauliques en facilitant l'écoulement laminaire. On limite par ailleurs les turbulences en guidant (**Boeglin, 2002**).

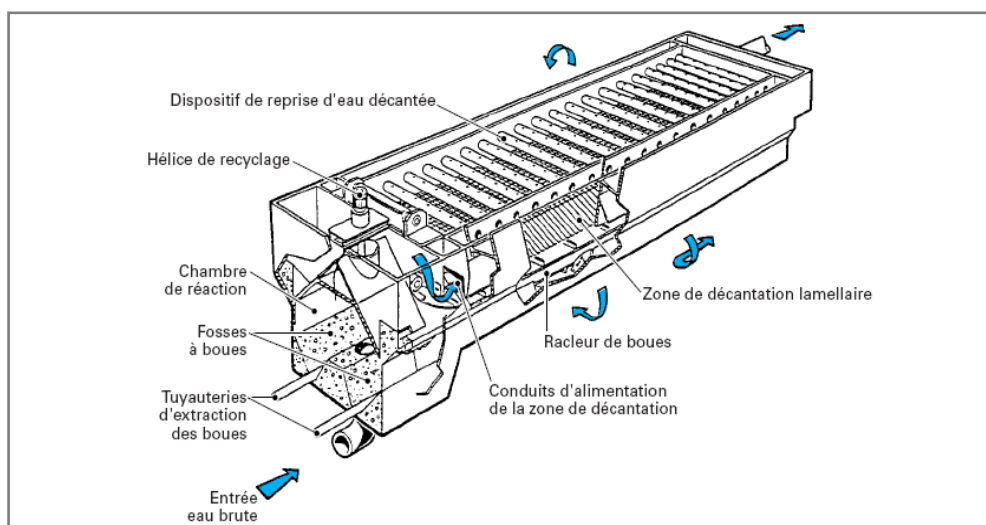


Figure 2.4. Décanteur lamellaire RPS (Degrémont). (Mira ,2008)

La décantation lamellaire fonctionne, pour des rendements d'élimination équivalents à la décantation classique, avec des charges hydrauliques superficielles très élevées de 10 à 15 m/h. Le temps de séjour de l'eau est réduit à environ 10 à 12 min contre 2 h dans un décanteur classique.

Selon la conception technologique des circuits hydrauliques, c'est-à-dire la circulation relative de la boue déposée et de l'eau clarifiée, on peut distinguer trois grandes familles de décanteurs à lames minces :

- Les décanteurs lamellaires à contre-courant développés par les sociétés OTV et Degrémont, qui pour améliorer les conditions de floculation, équipent leurs ouvrages d'une recirculation des boues décantées (figure 2.4) ;
- Les décanteurs à lames minces à courants croisés : cellules «Serpac» de la société Erpac;
- Les décanteurs lamellaires à co-courant : Unité lamella Axel Johnson (Boeglin, 2002) .

2.2.1.3. Le traitement secondaire

Le traitement secondaire est une épuration biologique des eaux qui ont subi un premier traitement. Les bactéries d'origine naturelle qui se trouvent déjà dans l'eau décomposent les contaminants organiques; il y a également dépôt de certaines particules solides. Ces dernières sont soit de nouveau utilisées dans le procédé de traitement biologique, soit retirées pour être traitées avant d'être éliminées. Si le traitement secondaire représente la dernière étape du traitement, les eaux d'égout décantées sont alors désinfectées puis rejetées dans le milieu récepteur.

A ce niveau, le traitement permet de se débarrasser des impuretés présentes sous forme solubles ou lorsque leur taille ne permet pas d'être piégée dans le traitement primaire.

On distingue deux types de traitement :

2.2.1.3.1. Traitements biologiques

➤ Introduction

L'épuration extensive ou lagunage est un système d'épuration naturelle. En effet, ce type de procédé repose essentiellement sur l'autoépuration naturelle des éco système aquatiques (zones marécageuses ou étang).

Le lagunage a un coût d'investissement faible par rapport à l'épuration mécanisée. De plus, il s'accommode mieux aux variations se charges des eaux traitées. Un de ces désavantages est qu'il nécessite de grandes surfaces pour son fonctionnement (**Ayaz et Akça, 2001**).

Cette technique d'épuration est très convenable pour assurer l'assainissement dans les pays en voie de développement. Le lagunage a été introduit en Afrique de l'ouest et du Centre (**Koné,2002**). Des pays comme le Sénégal, ont testé cette méthode pour l'épuration des eaux usées domestiques (**Gaye et Niang, 2002 ; Niang, 1999**). Le système de lagunage comporte une fosse de décantation- digestion et une série de bassin où se développent les algues ou les végétaux aquatiques .

➤ La décantation digestion

Dans les stations de lagunage, les eaux usées à traiter sont recueillies dans des fosses de 3m de longueur (minimum), 3-4 de large et 1,5-2m de profondeur (**Koné, 2002**). Les eaux entrent dans la fosse par un conduit situé en haut et ressortent par un aqueduc situé plus bas pour l'alimentation des bassins de lagunages.

Cette phase permet la liquéfaction de la matière organique sous l'action des microorganismes en condition anaérobique. La fermentation anaérobie libère des bulles de gaz (méthane, hydrogène, sulfureux) qui peuvent s'adhérer aux particules en suspension et les ramener en surface. Il se forme à la fosse une croûte constituée de matières organiques fermentescibles et imputrescibles (**plastiques, caoutchouc, textile, koné, 2002**).

De même, la sédimentation des matières en suspension dans la fosse permet la diminution de la quantité de boues dans les bassins de lagunage.

2.2.3.1.3. Coagulation et floculation

Les particules colloïdales sont des particules très petites qui causent la turbidité et la couleur d'une eau. Ces particules qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes même traverser un filtre très fin puisque leur concentration est très stable. Ces particules n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres pour éliminer ces particules, en appliquant les procédés de coagulation et de floculation. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, faciliter leur agglomération en pratique ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de ces produits chimiques.

La floculation a pour objectif de favoriser à l'aide d'un mélange lent les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par les procédés de décantation et de filtration

La coagulation et la floculation sont des procédés très importants à utiliser correctement.

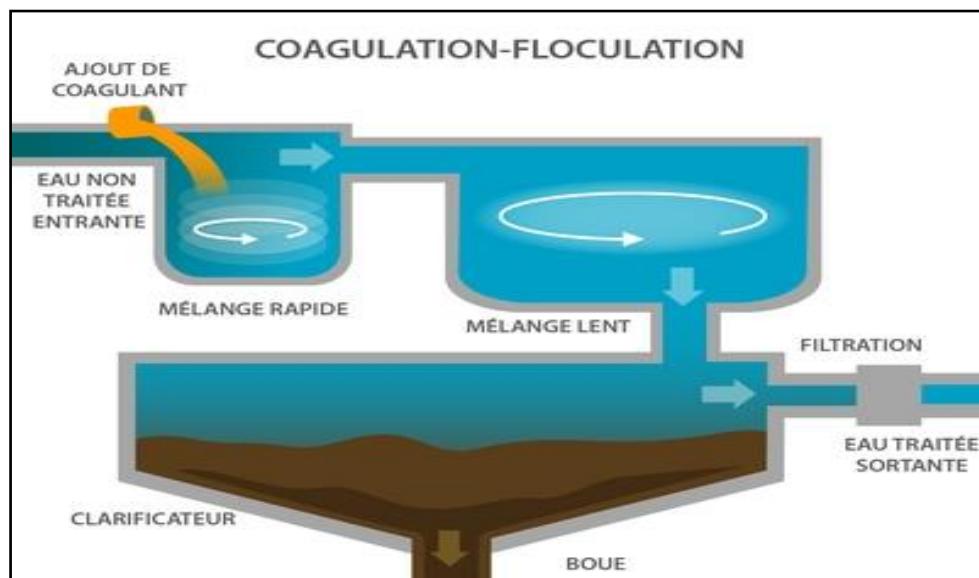
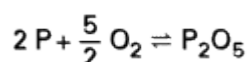


Figure 2.5. Schéma de Coagulation et floculation

En effet la production d'un floc trop petit ou trop léger entraîne une décantation insuffisante. Lorsque les eaux usées arrivent sur les filtres elles contiennent une grande quantité de particules de floc encrassent rapidement ces filtres ce qui nécessite des lavages fréquents. Lorsque le floc est fragile, il se brise en petites particules qui peuvent traverser le filtre et altérer la qualité de l'eau produite.

2.2.1.4. Traitement tertiaire

Le but de ce traitement est la déphosphoration, le phosphore s'oxyde suivant la loi (Masso, 2007) :



Pour réaliser cette dernière deux types de traitement sont possibles :

2.2.1.4.1. Le traitement physico-chimique

Il s'agit de la réaction des sels formant des précipités insolubles au fond du bassin.

2.2.1.4.2. Le traitement biologique

Un traitement biologique complété par un traitement physico-chimique est souvent utilisé.

Le phosphore est indispensable aux réactions biologiques liées au traitement de la pollution carbonée et azotée, il s'agit alors d'assimilation biologique. Cette assimilation correspond à un ratio de 1g de phosphore pour 100g de carbone. Si l'on inclut dans le traitement un bassin anaérobie cette assimilation biologique peut être augmentée.

Les bactéries placées dans des conditions de potentiel redox très bas, sur assimilent le phosphore par apport à leur besoin c'est ce que l'on appelle le traitement biologique du phosphore. Les bactéries peuvent relarguer le phosphore sur assimilé si elles sont placées durablement dans des conditions de redox plus hautes, à l'inverse si elles sont extraites rapidement du traitement c'est une méthode de traitement sous réactif du phosphore.

Ce traitement est généralement insuffisant pour atteindre les niveaux de rejet exigés au sortie de station. Dans ce cas on doit la compter par un traitement physico-chimique, ce dernier est obtenu par précipitation du phosphore avec des sels métalliques (chlorure, ferrique etc.).

2.2.1.4.3. Traitement bactériologique

Le traitement tertiaire n'est pas toujours réaliser cette étape permet de réduire le nombre de bactéries dans le germe (pathogènes) présent dans l'eau traitée.

Elle peut être demandée en zone de baignade ou pour protéger l'eau potable.

2.2.1.4.3.1. Traitement bactériologique par rayonnement UV

Il existe une certaine variété de systèmes sur le marché, le principe traditionnel de désinfection par rayonnement UV consiste à soumettre l'eau à une source de rayonnement UV en la faisant transiter à travers un canal contenant une série de lampes submergées. Cette méthode appliquée dans les petites stations de traitement des eaux usées. Un système basé sur des réacteurs mololamps qui offre des avantages au niveau de la maintenance et des coûts d'utilisation.

2.2.1.4.3.2. Traitement par voie physico-chimique

Le traitement tertiaire inclut un ou plusieurs des processus suivants :

- Désinfection par le chlore ou l'ozone (pour éliminer les germes pathogènes)
- Neutralisation des métaux en solution dans l'eau en faisant varier le PH de l'eau dans certaines plages on obtient une décantation de ces polluants.

2.3. Les différents types d'épuration des eaux usées

2.3.1. L'épuration par cultures libres

Le terme « cultures libres » regroupe les procédés où l'on provoque le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de floccs au sein du liquide à traiter (**Gaid ,1993**).

Cette technique est la résultante d'un objectif de réduction des volumes dédiés à l'épuration. Il s'agit d'une croissance bactérienne libre dans l'eau, et on cherche à obtenir une croissance agrégée des bactéries sous forme de floccs, on trouve plusieurs centaines des bactéries.

Dans une culture libre. Les bactéries sont également en permanence dans l'eau usées à traiter, il est donc nécessaire de leur apporter de l'oxygène, car la simple diffusion de l'air dans l'eau ne permet pas d'assurer les apports nécessaires à la dégradation de la matière organique (**Cauchi, 2011**).

2.3.2. Boues activées

Ce traitement a pour but d'éliminer les matières organique biodégradables (solides, colloïdales ou dissoutes) contenues dans une eau usée par l'action de micro-organismes, essentiellement des bactéries, en présence d'oxygène dissous.

➤ **Le procédé « boues activées »**

Le procédé de traitement des eaux usées appelé "boues activées" est un procédé biologique aérobie intensif par cultures libres.

C'est le procédé le plus répandu actuellement pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines des petites, moyennes ou grandes collectivités.

Le procédé à boues activées est un système en continu dans lequel des micro-organismes sont mis en contact avec des eaux usées renfermant des matières biodégradables pendant un temps suffisant (**Maman, 2001**).

Ces amas biologiques sont maintenus en agitation au sein de l'eau de façon à assurer un contact avec toute la partie de l'effluent. L'oxygénation est fournie en quantités suffisantes par des aérateurs (**Maman, 2001**).

Ainsi, dans le bassin d'aération, en présence d'oxygène, les micro-organismes vont se développer et se reproduire aux dépens des matières biodégradables formant ainsi des flocons décantables, orientés par la suite vers un clarificateur. A la sortie une eau traitée et des boues seront produites, une partie de ces boues sera expédiée vers les organes de traitement de boues et l'autre partie réintroduite dans l'aérateur (**Gommella et Gurree, 1983**).

➤ **Avantages et inconvénients du procédé à boues activées**

▪ **Avantages**

Le procédé à boues activées permet de :

- Réduire le temps de séjour de la pollution ainsi que les surfaces du terrain utilisé
- Il offre l'avantage d'une recirculation de la culture bactérienne ce qui conduit à un enrichissement du bassin par les micro-organismes épurateurs (**Gaid, 1984**).

▪ **Inconvénients**

Les installations à boues activées sont très coûteuses en raison de l'équipement qu'elles comportent (ouvrages en béton, ouvrages métalliques, appareillages électromécaniques...).

- L'exploitation de ce type de station exige un personnel qualifié et une vigilance permanente, le bon rendement repose sur le bon fonctionnement des aérateurs (**Gaid, 1984**).

2.3.3. Filtres à sable

Parmi les matériaux granulaires utilisés en traitement d'eau, le sable est le plus couramment utilisé, qu'il s'agisse de production d'eau destinée à la consommation humaine, d'eaux de piscine, d'eaux pour utilisations industrielles ou de filtration d'eaux issues de stations d'épuration en traitement tertiaire. Le sable doit répondre à certaines exigences afin d'être apte à la filtration. Il convient de plus de connaître ses caractéristiques afin de choisir le sable le mieux adapté à l'application pour laquelle il est destiné (Corsin et al, 2006) .

Les performances épuratoires des filtres a sable sur le carbone, l'azote (nitrification), les matières en suspension (MES) et la charge bactérienne sont reconnus. Toutefois, des dysfonctionnements hydrauliques observés sur plusieurs réalisations démontrent la nécessité de formuler des préconisations sur la conception et la réalisation de ces filières d'épuration. (Bourserie, 2001)

➤ Avantages et inconvénients du procédé à Filtres à sable

▪ **Avantage**

- La surface de filtration par unité de dimensions globales est grande
- Leur poudre fine constitue un milieu filtrant qui élimine les bactéries.
- Excellents résultats sur la DBO5, la DCO, les MES.
- DCO, DBO5, N par nitrification et dénitrification.
- Superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel.
- Capacité de décontamination intéressante.

▪ **Inconvénients**

- Nécessité d'un ouvrage de décantation primaire Efficace.
- Risque de colmatage à gérer (d'où l'importance de l'emploi d'un sable « lavé » et de bonne granulométrie).
- Nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sable, ce qui peut engendrer des investissements importants s'il n'y en a pas de disponible à proximité.
- Adaptation limitée aux surcharges hydrauliques (Hammadi , 2008) .

2.3.4. Epuration par lagunages

Le lagunage est un système biologique d'épuration, qui consiste à déverser les eaux usées dans plusieurs bassins successifs de faible profondeur, où des phénomènes naturels de dégradation font intervenir la biomasse qui transforme la matière organique. La matière polluante, soustraite aux eaux usées, se retrouve en grande partie dans la végétation et les sédiments accumulés, et en faible partie dans l'atmosphère sous forme de méthane et d'azote gazeux (**Grausclaude, 1999**).

Le traitement par lagunage est constitué d'une série de bassins artificiels, ou étangs, formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées déversées (**Chaib, 2004**) et passent successivement et naturellement d'un bassin à l'autre, par gravitation, pendant un long temps de séjour. Différents assemblages de ces bassins sont possibles en fonction de divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter (**Chaib, 2004**).

Ces bassins fonctionnent comme des écosystèmes avec des relations de symbiose entre les différentes populations composées des bactéries, de champignons, de protozoaires, de métazoaires, l'algues, de poissons, de plantes, etc. (**seidi et mouchel, 2003**). Ces différents organismes interviennent afin d'éliminer la charge polluante contenue dans l'eau usée (**UNESCO, 2008**).

Le traitement par lagunage est constitué d'une série de bassins artificiels on parle :

a) lagunage naturel : filière de traitement composée de plusieurs bassins en série, le plus souvent trois. Le premier est conçu pour être facultatif et les suivants, appelés souvent lagunes de maturation', comportent une zone aérobie dominante dont la profondeur varie en fonction notamment de la charge organique reçue.

b) Lagunage tertiaire : traitement complémentaire situé en aval d'un système conventionnel de traitement et dont la conception varie avec l'objectif visé (rétention des MES, abattement de germes.).

c) Lagunage à haut rendement : filière de traitement composée de bassins à faible profondeur (0,3 - 0,5 m) dans lesquels un courant empêchant la décantation des algues est créé artificiellement par un dispositif d'agitation de type roue à aubes.

d) Lagunage aéré: filière de traitement composée de plusieurs bassins dont le premier est équipé d'un dispositif d'aération artificiel fournissant la majorité des besoins en oxygène (**Racault et al, 1997**)

➤ **Avantages et inconvénients du lagunage**

Beaucoup d'auteurs s'accordent à reconnaître les avantages et les inconvénients suivants :

▪ **Avantages**

- Excellente élimination de la pollution microbiologique.
- Faibles coûts d'investissement et de fonctionnement.
- Avec une source d'énergie naturelle;
- -Bonne qualité d'effluent à la sortie à moindre coût;
- Très bonne intégration paysagère.
- Valorisations aquacole et agricole de la biomasse planctonique produite et des effluents épurés.
- Contribue au développement et à la diversification de la flore locale, ainsi qu'à la protection de la faune et de la biodiversité.
- Bien adapté au réseau unitaire.
- S'adapte à des variations importantes de débits et de charge de pollution.
- Les pollutions accidentelles sont le plus souvent bien acceptées et dégradées.
- L'oxygène est essentiellement assuré par l'activité photosynthétiques des algues;
- Elimination de l'azote et du phosphore jusqu'à 60%;
- Permet une épuration d'une charge organique très élevée de boue en excès;

▪ **Inconvénients**

- contraintes de nature de sol et d'étanchéité.
- variation saisonnière de la qualité de l'eau traitée.
- nuisances en cas de défaut de conception et/ou d'exploitation (rongeurs, odeurs, moustiques).
- sensibilité aux effluents chimiques concentrés
- Demande de terrains vastes et exige que ceux-ci soient éloignés des zones habitées;
- Contrôle et exploitation difficile du processus de fermentation;
- L'imperméabilité des bassins est nécessaire;
- Le temps de séjour est élevé;
- Sensibilité aux variations de la température;

2.3.5. L'épuration par cultures fixes

Ils reproduisent l'effet épurateur du sol et font appel à deux techniques répandues :

- Lits bactériens ;
- Disques biologiques.

2.3.5.1. Les lits bactériens

Ce traitement est basé sur le principe d'infiltration à travers le sol. Un lit bactérien se présente comme une colonne circulaire pouvant atteindre 4 à 5 mètres de hauteur dans laquelle se trouve un matériau poreux.

Les eaux à traiter ruissellent à la surface de la pellicule biologique qui prolifère sur le support, celle-ci renferme une forte concentration de bactéries et de champignons.

Ces organismes absorbent et métabolisent la matière organique de l'effluent, s'appauvrissent progressivement au cours de son trajet (**Gommella et Gurree, 1983**) (**Maman, 2001**).



Photo 2.3. Lits bactériens

➤ **Avantages et inconvénients du lit bactérien**

▪ **Avantages**

- Faible entretien et contrôle;
- Exploitation facile;
- Sensibilité relativement faible aux fluctuations de charge;

▪ **Inconvénients**

- Colmatage rapide;
- Décanteur primaire obligatoire;
- Sensible au froid;
- Cher à l'investissement surtout pour le garnissage plastique;
- Développement d'odeurs et de mouches.

2.3.5.2. Disques biologiques

Les disques biologiques constituent une technique utilisée surtout pour les eaux usées saisonnières du tourisme. Ils ont un diamètre de 2 à 4 mètres et sont à demi immergés. Ils sont fixés sur des axes de rotation horizontaux et tournent lentement (quelques tours par minute) pour que la biomasse bactérienne fixée sur la surface des disques soit ainsi alternativement mouillée par les eaux résiduaires et aérée par l'air ambiant.

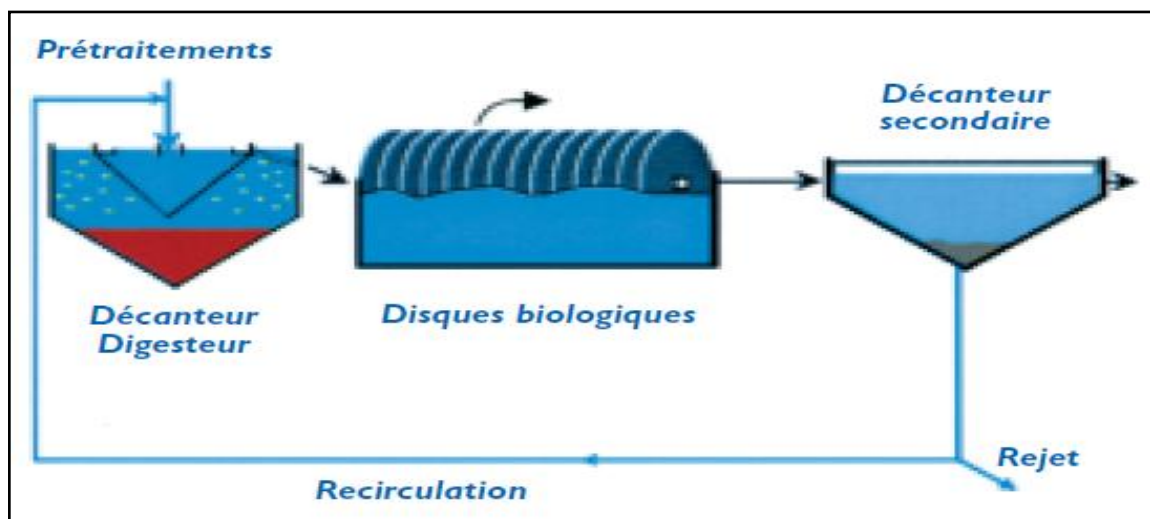


Figure 2.6. Synoptique d'une station d'épuration comportant un disque biologique
(Perera et Baudot, 2001)

Dans ce procédé, les micro-organismes sont fixés sur des disques tournant lentement (quelques tours par minute) autour d'un axe horizontal et baignant en partie dans l'eau à traiter. C'est ainsi que la biomasse se trouve alternativement au contact avec l'eau à traiter et avec le di oxygène de l'air ambiant (**Boutelli ,2008**).



Photo 2.4. Disques biologiques (Mira, 2008)

Cette technique présente l'avantage d'être peu coûteuse en énergie et demande une surveillance pratiquement nulle. Les disques nécessitent par contre une structure importante et cette technique peut entraîner l'émanation d'odeurs. Ce procédé comprend : le disque biologique (équipé d'un moteur pour permettre la rotation) et un clarificateur. L'absence de brassage dans la cuve d'aération implique la présence d'un pré décanteur et interdit toute recirculation des boues. Dès lors, l'investissement peut être élevé (**Boutelli, 2008**).

➤ **Avantages et inconvénients du lit bactérien**

▪ **Avantages**

- L'exploitation de ce procédé est relativement simple ne nécessitant pas de recyclage;
- Aération naturelle;
- Faible demande énergétique;
- Peu d'entretien.

▪ **Inconvénients**

- Sensibilité aux huiles et graisses;
- Sensibilité au gel et à l'apport brutal de toxiques;
- Ce procédé pose des problèmes dans la construction et l'entretien et exige un personnel qualifié.

CHAPITRE 3

Le lagunage naturel

Chapitre 3. Le lagunage naturel

3.1 Introduction et Historique

Phénomène naturel, l'épuration par lagunage est réalisée grâce à un équilibre biologique, auquel participent des bactéries, du zooplancton, des algues et éventuellement des roseaux.

Il y a des siècles que des bassins sont employés pour accumuler et traiter les déchets d'origine animale ou domestique. Ces bassins où on laissait faire la nature, ont été utilisés par les romains, puis par les populations d'Europe centrale avant de se répandre depuis le début du XX^{ème} siècle dans de nombreux pays. La première lagune dans le monde date de 1901, elle est conçue dans la ville de San Antonio du Texas. Il s'agit d'un lac artificiel de 275 hectares, le bassin connu aujourd'hui sous le nom de "lac Mitchell", il est toujours en service.

A partir de 1920, on assiste à un large développement du lagunage à travers le monde (Etats unis, Canada, Australie, Suède). Toute fois pour la construction des différents bassins, il n'y avait aucun calcul, aucune étude préalable. On aménagea les lagunes en fonction de la topographie du sol existant et de configuration du terrain disponible.

En 1964, une enquête d'une organisation mondiale révèle que sur les 39 pays qui utilisent les bassins de stabilisation du monde seulement sept pays d'Europe utilisent le système d'épuration par lagunage (parmi lesquelles : Finlande, Pays bas, Roumanie) (**Kessaissia, 2011**).

En France, la première utilisation du lagunage naturel a été réalisée au Grau du Roi en 1965. Cette technique est restée marginale jusqu'en 1976, date à laquelle le ministère de la Santé lui accorda une reconnaissance officielle. Elle a trouvé dès lors un développement rapide : six installations seulement en 1975, mais 115 en 1980, 207 en 1985, 1800 fin 1987, plus de 2600 en 1993. Les Etats unis détiennent le plus grand nombre d'installations de lagunage, en 1962, on en comptait environ 3250 et plus de 7500 en 1984 dont la moitié traite les eaux domestiques, le reste les rejets industriels (**Ouldboukhari, 2001**).

Le lagunage naturel est une technique d'épuration utilisée généralement pour le traitement des eaux usées d'origine domestique. En Algérie, ce procédé a connu ces dernières années un développement considérable, vu nombreux avantages qu'il présente. En effet le nombre de stations est passé d'une station d'épuration en 1983 celle d'ANNABA à 30 stations en 2010 (**Kessaissia, 2011**).

3.2. Mécanismes Epuratoires Dans le Lagunage

3.2.1 Généralités

Le lagunage naturel est une technique de traitement biologique extensive des eaux usées domestiques.

Le principe des lagunes se base sur l'utilisation d'énergie naturelle. En effet, il consiste en un passage des eaux usées dans un système ouvert de bassin généralement trois.

Le processus d'épuration est dû à des organismes vivants (algues, bactéries, zooplanctons) qui prolifèrent et trouvent leur équilibre en fonction des conditions du milieu (**Kessaïssia, 2011**).

Le lagunage naturel est le procédé se rapprochant le plus du procédé d'autoépuration naturelle présent dans les rivières.

Après prétraitements, les eaux usées transitent par une succession de 3 bassins peu profonds.

En surface, l'oxygène de l'air permet le développement des microorganismes aérobies (vivant en présence d'oxygène) et la lumière favorise le développement des algues qui enrichissent également le milieu en oxygène grâce au phénomène de photosynthèse. Les matières solides les plus lourdes décantent dans le fond des bassins et sont transformées par des microorganismes anaérobies (vivant en absence d'oxygène). La microfaune et la flore qui se développent, contribuent à la dégradation de la pollution organique en favorisant la formation de boues minéralisées piégées dans le fond des ouvrages, ce qui nécessite un curage des bassins au bout d'une dizaine d'années environ.

La qualité des rejets est conditionnée dans nos régions par les saisons puisque l'ensoleillement impacte le développement des algues et contribue à la destruction des bactéries pathogènes.

3.2.2. Station épuration des eaux usées de Kef El Doukhan

La station de traitement des eaux usées par lagunage naturel de la vallée du M'Zab sise au lieu dit 'Kef El Doukhan en aval de l'Oued M'Zab dans la commune d'El Atteuf situé à 16 km au sud de Ghardaïa, cette station responsable sur quatre communes (Daya Ben Dahoua, Ghardaïa, Bounoura et El-Atteuf) .



Figure 3.1. La carte de wilaya de Ghardaïa et commune El Atteuf (Google Earth, 2014)

La station d'épuration de Ghardaïa est construite pendant la période 2008-2012 par les entreprises Bonnard & Gardel (Suisse) : avant-projet détaillé, AMENHYD SPA : entreprise de réalisation et AQUATECH-AXOR (Canada) : bureau d'étude de contrôle et suivi ; Elle a été mise en service en novembre 2012 et traite les eaux usées, par le procédé du lagunage naturel avec prétraitement, traitement primaire et traitement secondaire pour la filière eau, et déshydratation dans les lits de séchages pour la filière boues (**Zahouani B , 2013**)



Photo 3.1. Station d'épuration de Ghardaïa (DREW, 2014)

Réalisée sur une superficie globale de 60 ha sur l'exutoire naturel de l'oued M'Zab, dans le cadre du mégaprojet d'assainissement et de protection contre les crues cycliques de ce oued, cette station de traitement des eaux usées a une capacité de mobilisation de quelques 46.000 m³/ jour d'eaux traitées utilisables à des fins agricoles.

Considéré comme une référence en matière de développement durable, de préservation de l'environnement et des ressources hydriques des quatre communes (Daya Ben Dahoua, Ghardaïa, Bounoura et El-Atteuf) se trouvant dans la vallée du M'Zab, ce projet permet l'abattement de la pollution des eaux usées une fois traitées de plus de 80%.

3.2.3. La purification naturelle des eaux usées

3.2.3.1. Assainissement des bassins du traitement des eaux usées de STEP

Cette station de lagunage comporte 16 bassins de décantation, dont huit primaires, profonds, fonctionnant en "anaérobie", et huit autres secondaires de grandes dimensions fonctionnant en "aérobie" (DREW, 2014):

- Pose de collecteur d'amenée 2x1000 sur 5300 ml.
- Piste d'accès sur 5300 ml.

- Digue de protection du site sur 2300 ml.
- 8 Bassins primaires de 3.5 m de profondeur et volume total 174.000 m³ (Traitement anaérobie).
- 8 Bassins secondaires de 1.5 m de profondeur et volume total 464.000 m³ (Traitement facultatif).
- 8 Lits de séchage de la boue.

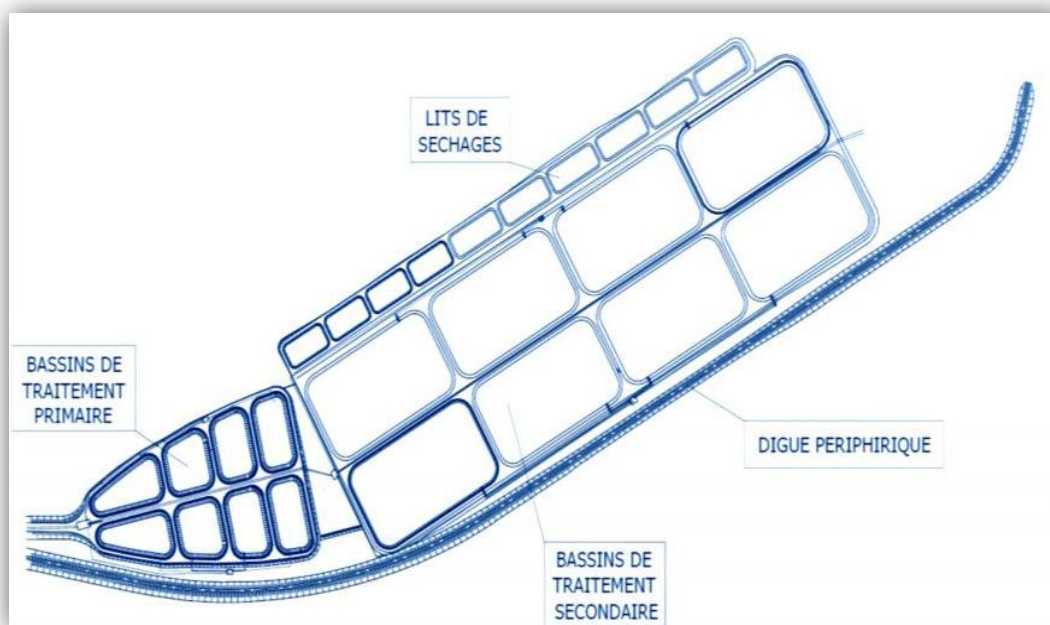


Figure 3.2. Schéma explicatif de la STEP d'EL-ATTEUF (DREW, 2014)

3.2.3.2. Bases de dimensionnement

Capacité : 331 700 éq/hab.

Surface totale : 79 ha

Nombre de lit de séchage : 10 lits

Nombre de bassins : 16 bassins devisés en 02 niveaux

Débit moyen journalier à capacité nominale : 46 400 m³/j.

Le tableau suivant représente les caractéristiques techniques de la STEP de Ghardaïa :

Tableau 3.1. Dimensionnement lagunes primaires (DREW, 2014).

CAPACITE NOMINALE		2030
Flux hydrauliques	m ³ /j	46 400
Flux organiques	Kg DBO5/j	11 600
EH raccordés	u	331 700
TRAITEMENT PRIMAIRE ANAEROBIE		
Charge volumique (Cv) <	g DBO5/m ³ /j	100,00
Temps de séjour réel (Ts) <	j	3,00
production de boues	l/EH/an	35,00
fréquence de curage 1 fois tous les ...	ans	3,00
volume de boues/curage	m ³	34 828,50
volume lagunes pour Cv (y compris boues)	m ³	150 828,50
volume lagunes pour Ts (y compris boues)	m ³	174 028,50
volume total des lagunes	m ³	174 028,50
nombre de lagunes	u	8,00
Volume par lagune	m ³	21 753,56
profondeur	m	3,50
surface mi-hauteur/lagune	Ha	0,62
Charge surfacique	Kg DBO5/Ha/j	2 332,95
Surface 1/2 totale Anaérobie	Ha	4,97
abattement DBO5 minimal	%	50%
charge organique résiduelle	Kg DBO5/j	5 800,00

Tableau 3.2. Dimensionnement lagunes secondaire (DREW, 2014).

CAPACITE NOMINALE		2030
Flux hydrauliques	m ³ /j	46 400
Flux organiques	Kg DBO5/j	11 600
EH raccordés	u	331 700
TRAITEMENT SECONDAIRE FACULTATIF		
Charge organique entrante	Kg DBO5/j	5 800,00
Charge surfacique	Kg DBO5/Ha/j	200,00
Profondeur	m	1,60
Volume	m ³	464 000,00
Temps de séjour	j	10,00
nombre de lagunes	u	8,00
Volume par lagune	m ³	58 000,00
surface unitaire 1/2 h	Ha	3,63
surface 1/2 totale facultatif	Ha	29,00
abattement DBO5	%	60%
charge organique résiduelle	Kg DBO5/j	2 320,00
TOTAL FILIERE Anaérobie + Facultatif		
surface 1/2 hauteur	Ha	33,97
Concentration en DBO5	mg/l	50,00
Concentration en coliformes fécaux (k=2)	CF/100 ml	6,80E+04

3.2.3.3. Principe de fonctionnement

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est de 3. Cependant, utiliser une configuration avec 4 voire 6 bassins permet d'avoir une désinfection plus poussée.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique.

Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

Le lagunage naturel est le procédé se rapprochant le plus du procédé d'autoépuration naturelle présent dans les rivières (Perera et Baudot .2001).

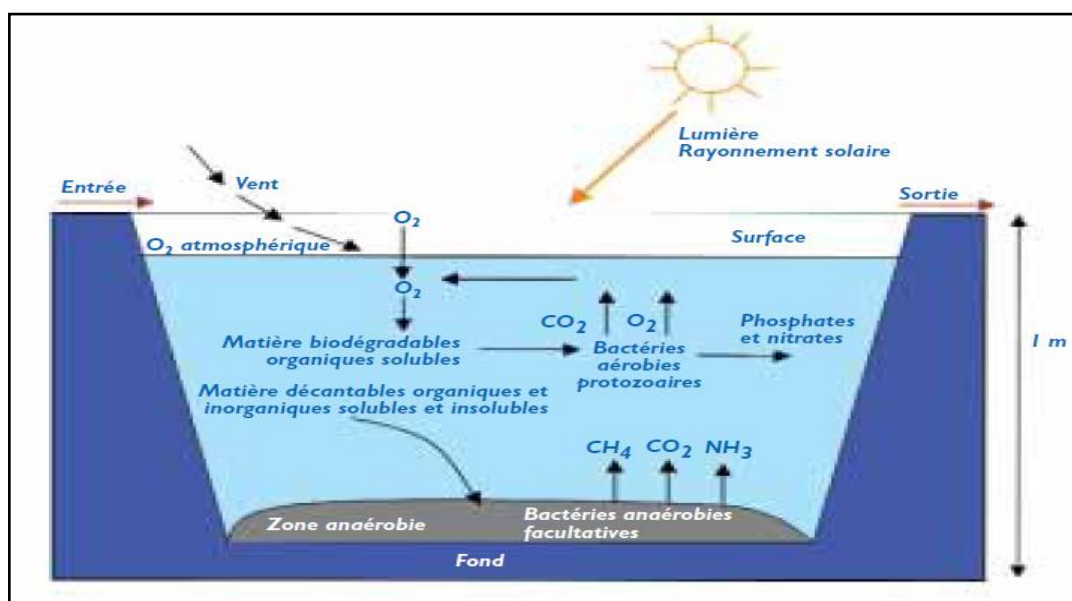


Figure 3.2. Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel (D'après Agences de l'Eau, CTGREF) (Perera et Baudot .2001)

3.2.3.4. Evacuation

Après le traitement des eaux dans les bassins secondaires, et à travers par les ouvrages de sortie des lagunes, les eaux traitées sont évacuées gravitairement vers le rejet final par deux collecteurs de diamètre 1000 mm.



Photo 3.2. Rejet final (Photo originale Mai, 2014)

3.2.3.5. Exploitation

Les eaux épurées de la STEP seront utilisées pour les irrigations des périmètres agricoles qui situés à zone de kef doukhan à commune d'El Atteuf de vallée d'oued M'Zab.

3.2.3.6. Avantages techniques

- Adaptation aux variations de charges polluantes ;
- Aucune source d'énergie ;
- Contrôles et entretien réduit ;
- Investissement modéré si le terrain est disponible à bas prix ;
- Bon rendement sur les germes pathogènes ;
- coûts d'investissement limités (en absence de forte contrainte d'étanchéification) ;
- Bonne intégration dans l'environnement ;
- boues peu fermentescibles ;
- raccordement électrique inutile ;

3.2.3.7. Inconvénients techniques

- Forte emprise au sol limitant l'installation aux grandes communes ;
- Contrainte possible si l'installation nécessite une imperméabilisation du sol (argile ou géomembrane) ;

- Matière en suspension importante en rejet (organismes planctoniques) problématique pour de petits milieux récepteurs ;
- Variations saisonnières de la qualité d'eau de sortie ;
- Adapté pour un type de pollution organique : n'apprécie pas les grandes concentrations ponctuelles, et les pollutions chimiques ;
- Difficulté et coût important de l'extraction des boues ;
- Faucardage au moins une fois par an pour les lagunages à macrophytes ;

En cas de mauvais fonctionnement ou de mauvais entretien : risque d'odeurs, de développement d'insectes (moustiques), de dysfonctionnement (perforation des digues par les rongeurs).

3.3. Traitement des eaux usées domestiques par lagunage naturel

Le traitement des eaux usées domestique dans la station passe 4 étapes sont les suivantes :

- ✓ Prétraitements,
- ✓ Traitement primaire anaérobie,
- ✓ Traitement secondaire,
- ✓ Lits de séchage des boues.

La filière de traitement comprend :

Collecteur principal d'amenée : Composé de deux conduites de 1000 mm de diamètre .

➤ **Prétraitement** constitué de : deux dégrilleurs automatiques (espace entre barreaux de 25 mm) disposés en parallèle.

- Dessableur principal
- Dégrilleur/Dessableur localisé à l'intérieur du répartiteur principal du traitement Primaire



Photo 3.3. Dégrilleur et dessableur (Photo originale Mai, 2014)

➤ **Traitement primaire**

Traitement primaire constitué de 8 lagunes primaires anaérobies alimentées en parallèle, et Ouvrages de sortie avec cloison siphonide permettant de retenir les matières flottantes.



Photo 3.4. Bassins primaires (photo originale Mai, 2014)

➤ **Traitement secondaire**

Traitement secondaire constitué de 8 lagunes secondaires alimentées en parallèle, et ouvrages de sortie avec cloison siphonide permettant de retenir les matières flottantes.



Photo 3.5. Bassins secondaire (Photo originale Mai, 2014)

- **Déshydratation** des boues constitué de :
- 10 lits de séchage construits du côté Montage des lagunes secondaires
 - Avec réseau de drainage permettant de retourner le lixiviat en tête du traitement secondaire.

CHAPITRE 4

Matériels et méthodes

Chapitre 4 .Matériels et méthodes

4.1. Introduction

Pour étudier les caractères physico-chimiques, et déterminer le degré d'épurée par lagunage naturel à la station d'épuration des eaux usées de Kef Doukhan. Pour ce faire, nous suivons l'évolution des analyses physico-chimiques des eaux usées avant et après le traitement au laboratoire de la STEP pendant cinq mois (Janvier, Février, Mars, Avril, Mai) de l'année 2014.

4.2. Prélèvements des échantillons

Les échantillons prélevés pour les analyses physico-chimiques vont homogène, et représentatif de l'effluent. Et Indiquer Le laps de temps entre chaque prélèvement.

Par ailleurs, les échantillons vent conservé dans de bonnes conditions, et mis dans des bouteilles de 1500 ml.

Les prélèvements sont réalisés au niveau des lagunes à l'entrée du bassin, et à la sortie de la station.

4.3. Objectifs

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'évolution des indicateurs de pollutions (pH, T°, Sal, CE, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , O_{diss} , MES, DCO, DBO_5) qui exercent une influent sur les performances épuratoires des systèmes d'épuration notamment lagunage naturel.

4.4. Méthode

Les composés qui existent dans les eaux usées sont très nombreux. Pour déterminer le degré de pollution, en va étudier l'évolution des paramètres de pollution, en général les paramètres que nous avons mesurés sont : T°, pH, DBO_5 , DCO, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , O_2 , et MES ;

- Pour les paramètres physiques, les mesures (T°, pH, sal, CE, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , O_{diss} , et MES et DCO) ont été réalisées dans le laboratoire de la STEP.
- Pour l'analyse des paramètres chimiques DBO_5 sont faites au le laboratoire de Géologie de l'université de Ghardaïa.

4.5. Réactifs et matériel utilisés

4.5.1. Détermination de la conductivité électrique et température et la salinité

- **Principe**

La valeur de la conductivité est un paramètre cumulé pour la concentration en ions d'une solution mesurée. Plus une solution contient de sel, d'acide ou de base, plus sa conductivité est élevée. L'unité de conductivité est $\mu\text{S}/\text{cm}$, Pour sa mesure, nous avons eu recours à la méthode électrochimique de résistance à l'aide du **Conductimètre**.

- **Appareillage**

- Conductimètre portatif (de terrains)
- Pissette eau déminéralisé.
- Solution KCl (3 mol/L) pour calibrage.

- **Procédure**

- Vérifier le calibrage de l'appareil
- Plonger l'électrode dans la solution a analysé.
- Lire la CE et la salinité et la température des stabilise de celle-ci.
- Bien rincer l'électrode après chaque usage et conserve l'électrode toujours dans l'eau déminéralisée.



Photo 4.1. Conductimètre

4.5.2. Détermination de pH

- **But d'analyse**

Détermination de l'acidité, la neutralité ou la basicité de l'eau.

- **Appareillage**

- Un pH- mètre portable.
- Solution étalon pH 4 et pH 10.
- Pissette eau déminéralisé.

- **Procédure**

- Vérifier le calibrage de l'appareil .
- Plonger l'électrode dans la solution a analysé.
- Lire le pH à température stable
- Bien rincer l'électrode après chaque usage et conserve l'électrode toujours dans une solution électrolyte.



Photo 4.2. pH- mètre

4.5.3. Détermination des matières en suspension (MES)

- **But d'analyse**

Est de déterminer la teneur de matières en suspensions d'une eau traitée

- **Principe**

L'eau est filtrée et le poids des matières retenues est déterminé par différence de pesée.

- **Appareillage**

- Balance de précision électronique (KERN. ABT).
- Filtre.
- Etuve (MEMMERT. UNB).
- Dessiccateur.
- Pompe à vide.

- a. Préparation des filtres par l'eau distillée**

- Laver le filtre par l'eau distillée.
- Mettre le filtre dans l'étuve à 105°C pendant 2 heures.
- Laisser refroidir dans le dessiccateur.
- Peser

- b. Filtration de l'échantillon**

- Placer le filtre (la partie lisse en bas) sur le support de filtration.
- Agiter le flacon d'échantillon.
- Verser un volume de 100 ml d'échantillon dans l'éprouvette graduée.
- Filtrer le contenu de l'éprouvette.
- Rincer les parois internes de l'éprouvette graduée avec l'eau distillée
- Retirer avec précaution le papier filtre à l'aide de pinces.
- Mettre le filtre dans l'étuve à 105°C pendant 2 heures.
- Laisser refroidir dans le dessiccateur.
- Peser le filtre.

- **Expression des résultats**

Le calcul de la teneur en MES est donné par l'expression suivante :

$$\text{MES} = 1000(M1-M0)/V$$

MES : La teneur en MES en (mg/l).

M1 : La masse en (mg) de la capsule contenant l'échantillon après étuvage à 150°C

M0 : La masse en (mg) de la capsule vide.

V : Volume de la prise d'essai en (ml).



Photo 4.3. Unité de filtration (Photo originale Avril , 2014)

4.5.4. Détermination de l'oxygène dissous

- **Principe**

La concentration réelle en oxygène dépend en outre de la température, de la pression de l'air, de la consommation d'oxygène due à des processus microbiologiques de décomposition ou une production d'oxygène, par exemple, par les algues. Actuellement, la mesure électrochimique est la méthode reconnue par les différentes normes pour déterminer la concentration en oxygène des eaux à l'aide du **l'oxymètre de poche Oxi 340 i**.

- **Matériel nécessaire**
 - Un oxymètres .
 - Solution alcaline électrolyte pour calibrage.
 - Pissette eau déminéralisé.



Photo 4.4 .Oxymètre

4.4.5. Détermination de : N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , N_2 total

4.4.5.1. Détermination des nitrites N-NO_2^- Méthodes Spectrométrique

- **Principe**

Les nitrites réagissent en solution acide avec les amines primaires et aromatique pour donner des sels diazonium, ceux-ci forment avec des composés aromatique contenant un amino group ou un hydroxyle, un colorant azoïque de couleur intense.

- **Appareillage**
 - Pipette piston 0-2 ml
 - Spectrophotometre
- **Réactif**

Réactif ammonium (LCK341) gamme 0,02 mg/l a 0,6 mg/l .

- **Procédure**

Cette méthode est applicable pour des échantillons ayant une teneur en chlore de 2000 mg/l MAX.

- Elevez délicatement la feuille de protection du dosicap détachable
- Ajouter 2ml de l'échantillon en tube de réactif
- Visser immédiatement le dosicap dirigeant le cannelage vers le haut
- Secouer énergiquement
- Attendre 10 min
- Mesurer directement par la concentration par spectrophotometre DR 3800

- **Expression des résultats**

La teneur de $N-NO_2^-$ est donné en mg/l, Lecture direct.

4.4.5.2. Détermination des nitrates $N-NO_3^-$ Méthodes Spectrométrique

- **Principe**

Dans une solution d'acide sulfurique et phosphorique les ions nitrates réagissent avec les 2-6 diméthylephénol pour donner 4-nitro 2,6-dimethylphénol

- **Appareillages**

- Pipette piston 0- 1 ml
- Spectrophotometre dr 3800

- **Réactif**

- Réactif nitrate LCK339

- **Procédure**

- Elevez délicatement la feuille de protection du dosicap zip détachable
- Ajouter 1 ml de l'échantillon dans le tube de réactif
- Pipetter 0,2 ml de la solution A LCK339
- Fermer la cuve et mélanger le contenu en la retourna plusieurs fois de suit jusqu'à le mélange soit complet
- Attendre 15 min bien nettoyer l'extérieur de la cuve

- **Expression des résultats**

La teneur de NO_3 en mg/l .

4.4.5.3. Détermination de l'ammonium N-NH₄⁺ Méthode spectrométrique

- **Principe**

En présence de sodium nitopurissique agissant comme catalyseur et a une valeur du pH=12,- les ions ammonium réagissent avec les ions hypochloeux et salicylique et donnant une coloration bleu indophénole

- **Appareillage**

- Pipette piston 0-5 ml
- Spectrophotometre dr 3800

- **Réactif**

Réactif ammonium LCK gamme (4,0 - 80,0)

- **Procédure**

- Elevez délicatement la feuille de protection du Dosicap Zip
- Ajouter 5 ml d'échantillon on tube de réactif
- Visser immédiatement le dosicap Zip dirigeant le cannelage vers le haut
- Secouer énergiquement
- Attendre 15 min bien nettoyer l'extérieur de la cuve
- Mesurer directement la concentration par spectrophotpmerte DR3800

- **Résultats**

- La teneur en NH₄ est donnée en mg/l

4.5.5. Détermination d'Azote total Méthodes Spectrométrique

- **Principe**

L'azote contenu dans l'échantillon est oxydé en nitrate au moyen d'une digestion au persulfate de potassium sous l'action d'une source de lumière ultraviolette. Les ions nitrates sont ensuite réduits en nitrite en milieu alcalin par l'intermédiaire du sulfate d'hydrazine en présence de sulfate de cuivre, qui agit comme catalyseur.

- **Appareillage**

- Pipette piston 0.2 ml
- Spectrophotometre dr 3800

- **Réactif**

Réactifs oxyde nitrite (LCK 338) gamme (20 à 100 mg/l)

- **Procédure**

- Elevez délicatement la feuille de protection du Dosicap Zip
- Ajouter 0.2 ml d'échantillon on tube de réactif
- Mettre le filtre dans l'étuve à 107°C pendant 15 min.
- Visser immédiatement le dosicap Zip dirigeant le cannelage vers le haut
- Secouer énergiquement
- Attendre 20 min bien nettoyer l'extérieur de la cuve
- Mesurer directement la concentration par spectrophotométrie DR3800

- **Résultats**

La teneur en N₂ total est donnée en mg/l

4.5.6. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

- **But d'analyse**

Mesure de la demande chimique en oxygène nous renseigne sur la bonne marche des bassins d'aération et nous permettant d'estimer le volume de prise d'essai de DBO5.

- **Principe**

Il s'agit d'une oxydation chimique des matières réductrices contenues dans l'eau par excès de bichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) en milieu acidifié par acide sulfurique (H₂SO₄), en présence de sulfate d'argent (Ag₂SO₄) et de sulfate de mercure (HgSO₄).

- **Appareillage**

- Pipette jaugée à 2 ml.
- Spectrophotomètre (DR 2800).
- Réacteur DCO à 150°C (HACH. LANGE).

- **Réactif**

- Réactifs DCO (LCK 314) gamme (15 à 150 mg/l) pour les faibles concentrations.
- Réactifs DCO (LCK 114) gamme (150 à 1000 mg/l) pour les fortes concentrations

- **Procédure**

- Ajouter 2 ml d'échantillon en tube de réactif DCO
- Agiter et Placer le tube fermé dans le réacteur DCO et chauffer deux heures à 148°C.

- Laisser refroidir à température ambiante.
- Mesurer directement la concentration de la DCO par spectrophotomètre DR 2800.

- **Expression des résultats**

La teneur en DCO est donnée en mg/l.



Photo 4.5. Réactifs DCO



Photo 4.6. Réacteur DCO



Photo 4.7. Spectrophotomètre DR2800

4.4.7. Détermination de la demande biologique en oxygène (DBO₅)

- **Principe**

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermostatée est mis sous incubation. On fait la lecture de la masse d'oxygène dissous, nécessaire aux microorganismes pour la dégradation

de la matière organique biodégradable en présence d'air pendant cinq (5) jours. Les microorganismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacés en permanence par l'oxygène de l'air, contenu dans le flacon provoquant une diminution de la pression au dessus de l'échantillon. Cette dépression sera enregistrée par une OXI TOP

- **Appareillage**

- Réfrigérateur conservant une température de 20°C
- Un agitateur magnétique.
- Bouteilles brune de 510 ml.
- OXI TOP
- Pastilles hydroxyde de sodium (pour absorber le CO₂ dégager par le microorganisme).

- **Procédure**

La détermination de la DCO est primordiale pour connaître les volumes à analyser pour la DBO₅.

Volume de la prise d'essai (**DBO₅**) = **DCO (mg/l) × 0.80**, pour les eaux urbaine.

- Introduit la quantité de l'eau à analyser suivant le tableau. En fonction de la valeur de DCO.

Tableau 4.1. Volume d'échantillon d'après la DCO.

La charge	DCO (mg/l)	Prise d'essai (ml)	Facteur
Très faible	0-40	432	1
Faible	0-80	365	2
Moyenne	0-200	250	5
Plus que moyenne	0-400	164	10
Un peu chargée	0-800	97	20
Chargée	0-2000	43.5	50
Très chargée	0-4000	22.7	100

- Introduit la barre aimantée (agitateur) et les 2 pastilles d'hydroxyde de sodium
- Visser la tête de mesure sur les bouteilles.
- Appuyer simultanément sur les touches (S+M) durant 3 secondes jusqu'à apparition du message (00).

- Mettre au réfrigérant à 20°C pendant cinq jours.
- Lire au bout de cinq jours la valeur affichée et appliquer le coefficient pour la valeur réelle.

- **Expression des résultats**

$$\text{DBO5 (mg/l)} = \text{Lecteur} \times \text{Facteur.}$$



Photo 4.8. DBO – mètre (Photo originale Avril ,2014)

CHAPITRE 5
Résultats et Discussions

Chapitre 5. Résultats et Discussions.

5.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous présentons interprétations d'évolution des résultats des analyses physico-chimiques et des eaux usées au niveau de la station d'épuration de Kef Doukhan , afin de pouvoir qualifier la pollution des eaux usées à l'entrée et à la sortie de la STEP.

5.2. Évolution de la teneur des éléments physico-chimiques

5.2.1. Evolution de pH dans le Temps

D'après la figure 5.1, On remarque que les valeurs du pH mesurées durant les mois d'étude varient pour les eaux brutes entre 7.524 et 7.715 avec une valeur moyenne de 7.6 pour les eaux traitées, le pH varie entre 7.965 et 8.03 avec une valeur moyenne de 7.99.

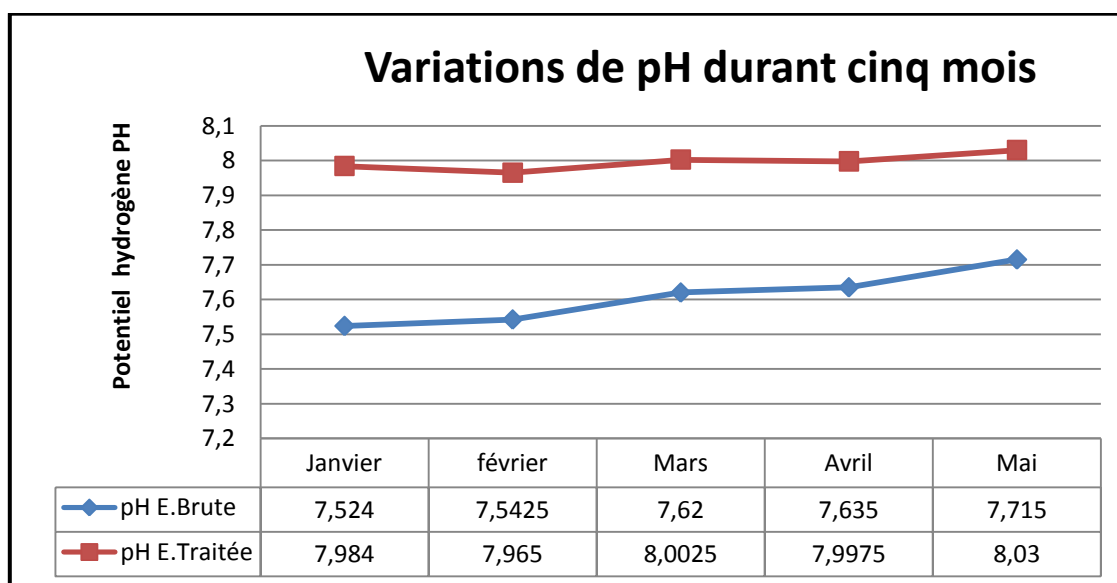


Figure 5.1. Variations de pH des eaux usées brutes et traitées dans le temps

5.2.1.1. Discussion des Résultats

Nos résultats des eaux brutes et traitées montrent des valeurs respectives aux normes de rejets recommandées par l'OMS et l'Algérie ($\leq 8,5$). Les valeurs de pH des eaux traitées sont élevées toujours proches de (8) que les eaux brutes de 7.52 à 7.71.

Le PH est proche a la neutralité ce qui est pratiquement favorable au développement des micro- organismes, dans le cas de très fortes densités algales, le pH reste très élevé, ceci explique la valeur maximale (8) atteinte dans le bassin de finition (eaux traitées) enregistré dans tout les mesures.

Le pH alcalin et la température modérée des bassins constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des bactéries qui établissent un parfait équilibre biologique permettant la dégradation de la matière organique et la décontamination de l'eau.

5.2.2. Evolution de la température dans le Temps

D'après la **figure 5.2**, Nous trouvons que les valeurs de la température présentent une moyenne de 18.04 ° C variant entre la valeur maximale 27.2 ° C relevée en Mai et la valeur minimale proche de 11.22°C relevée en Janvier pour les eaux brutes , et les valeurs moyennes 17.621°C variant entre la valeur minimale de 9.68°C relevée en Janvier et la valeur maximale de 26 ° C relevée en Mai pour les eaux traitées.

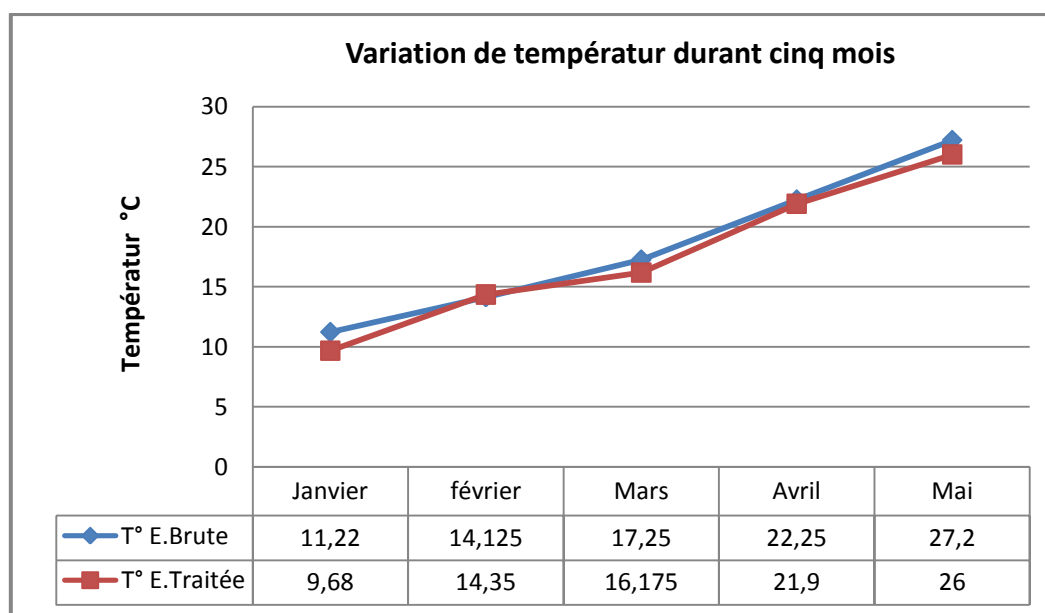


Figure 5.2. Variations de température des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Et pour les valeurs de température mesurées durant les mois d'étude varient pour les eaux brutes entre 11.22 ° C et 27.2°C avec une valeur moyenne de 18.40 ° C. Pour les eaux traitées, le varie entre 9.68° C et 26 ° C avec une valeur moyenne de 26°C.

5.2.2.1. Discussion des Résultats

La température est un facteur environnemental important dans les lagunes car elle a une grande importance quant à la composition des espèces d'algues.

Nos résultats des eaux brutes et traitées montrent des valeurs respectives aux normes de rejets recommandées par l'OMS et l'Algérie (30 C°).

La température qui a été enregistrée durant les mois de Janvier est 26 °C comme minimum, et la température maximale est environ 27.2° C. car la température ambiante a dépassé 30 ° C° et dans les meilleur cas elle repose sur 35 °C°.

On remarque que les valeurs de températures des eaux traitées sont moins élevées (dans la plus part des cas) que les eaux brutes, cette diminution est due à la stagnation des eaux traitées dans les bassins par contre les eaux brutes peuvent être devenues d'un usage d'eau chaude ainsi que le mouvement d'eaux usées dans les canalisations de réseau d'égout peut augmenter sa température.

5.2.3. Evolution de la conductivité électrique dans le Temps

Les résultats montrent que les valeurs moyennes de la conductivité électrique varient dans un intervalle de 3.455 ms/cm et 3.745ms/cm pour les eaux brutes, Et entre 2.725ms/cm et 2.97ms/cm pour les eaux traitées (figure 5.3).

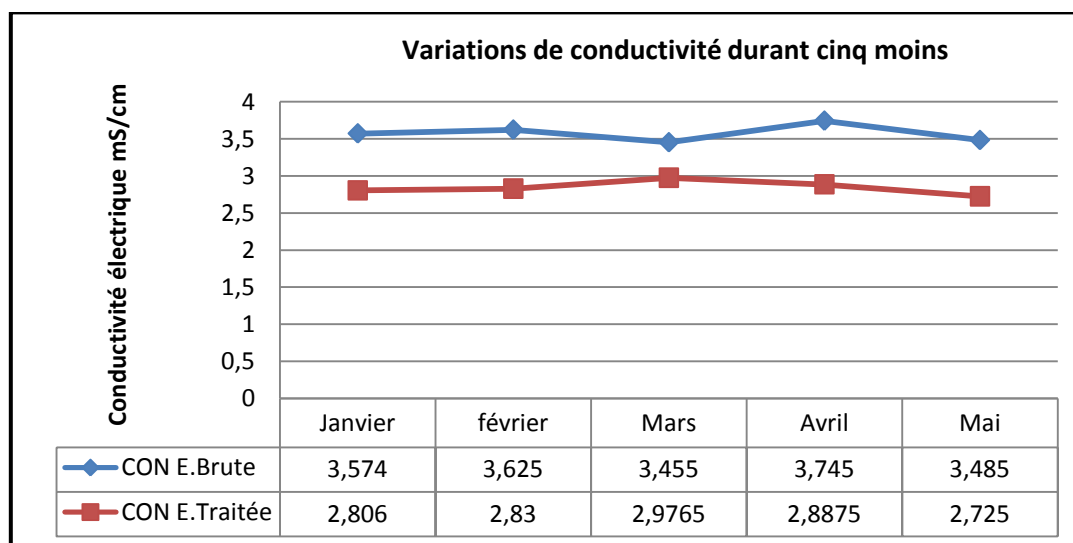


Figure 5.3. Variations de conductivité électrique des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Les valeurs de la conductivité électrique varient entre la valeur maximale 3.745 ms/cm relevée en Avril et la valeur minimale 3.455 ms/cm relevée en Mars .pour les eaux brutes. Et la valeur maximale de 2.976 ms/cm relevée en Mars et la valeur minimale de 2.725 ms/cm relevée en Mai pour les eaux traitées.

5.2.3.1. Discussion des Résultats

La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau. Elle est directement liée à la somme des ions en solution. Elle s'élève progressivement de l'amont vers l'aval des cours d'eau.

D'après les résultats, nous notons que les valeurs moyennes de CE mesurées sont de l'ordre de 3.576 ms/cm pour les eaux brutes, et de 2.845 ms /cm pour les eaux traitées. Les valeurs de la CE des eaux brutes varient dans un intervalle qui va d'un minimum de 3.485 ms/cm au maximum de 3.745 ms/cm, cette variation est due à la variation de la concentration de ces eaux qui arrivent à la STEP.

L'augmentation de la conductivité électrique dans les eaux brute est fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente et l'évaporation des eaux dans les bassins qui augmente la concentration des sels.

Ces eaux se caractérisent par une conductivité n'est pas très élevée que celle citée par FAO (3 ms/cm), elles influent négativement sur le milieu récepteur (dégradation de sol).

5.2.4. Evolution de salinité dans le Temps

Les résultats de la salinité montrent que les valeurs journalières de cette dernière à une moyenne de 2.245 mg/l pour les eaux brutes. Tant disque dans les eaux traitées, les valeurs de la salinité varient d'une manière légère, elles se situent entre 2.7 mg/l et 2.7 mg/l (Figure 5.4).

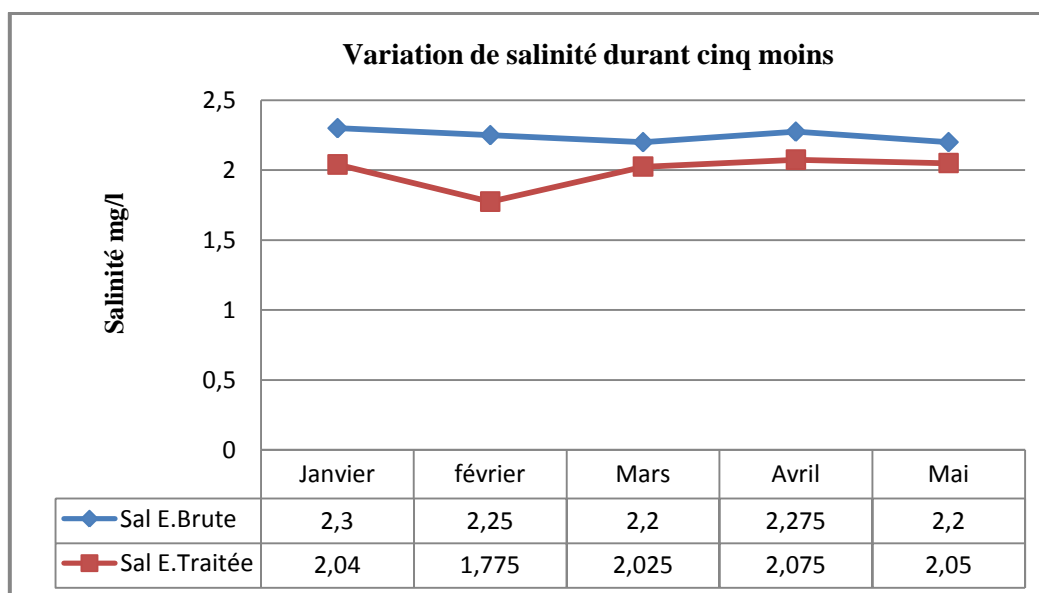


Figure 5.4. Variations de salinité des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Les valeurs de la salinité varient entre la valeur maximale 2.27 mg/l relevée en Avril et la valeur minimale 2.2 mg/l relevée en Mars pour les eaux brutes. La valeur maximale de 2.075 mg/l relevée en Avril et la valeur minimale de 1.77 mg/l relevée en Février pour les eaux traitées (Figure 5.4).

5.2.4.1. Discussion des Résultats

La salinité d'une eau désigne la quantité des sels dissous contenues dans cette eau.

D'après les figures les résultats d'analyses, on a trouvé que la salinité des eaux brutes est presque constante 2.0 mg/l à 2.4 mg/l d'un effluent à autre, cette légère variation observée est une preuve que les eaux de l'affluent sont de même nature (résiduaire). Même pour les eaux traitées est presque stables 1.0 mg/l et 2.1 mg/l, due à leur homogénéation dans les grandes superficies des lagunes. La conductivité électrique et la salinité ont une corrélation directe, c'est à dire quand la salinité augmente, la valeur de la conductivité s'accroître.

5.2.5. Evolution d'oxygène dissous dans le Temps

Les valeurs journalières d'oxygène dissous varient entre la valeur maximale 6.25 mg/l relevée en mai et la valeur minimale 2.775 mg/l relevée en janvier pour les eaux brutes. Et la valeur maximale de 7 mg/l relevée en mai et la valeur minimale de 3.34 mg/l relevée en janvier pour les eaux traitées (Annexe).

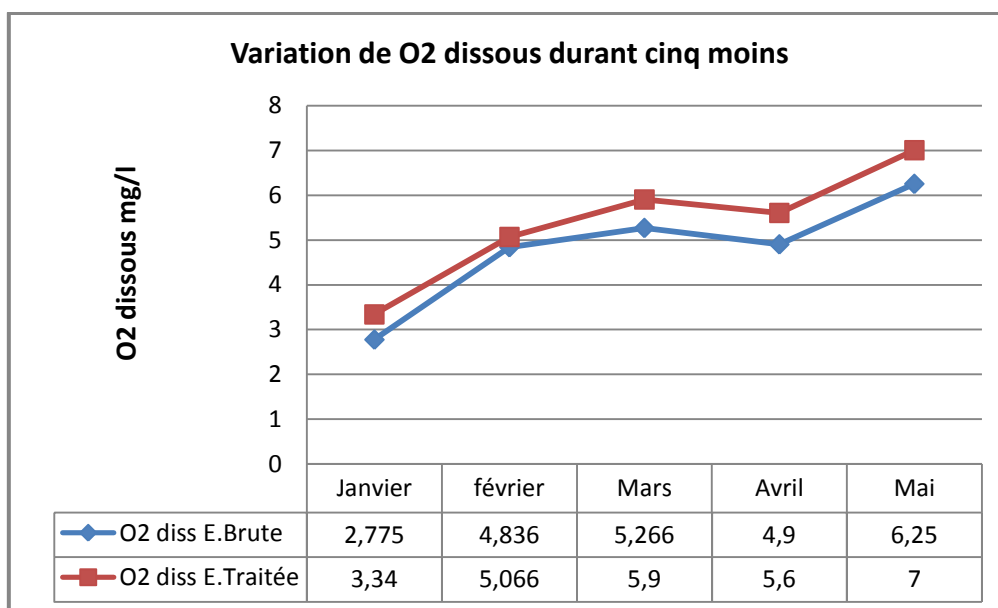


Figure 5.5. Variations d'oxygène dissous eaux usées brutes et traitées dans le temps

5.2.5.1. Discussion des Résultats

Nos résultats des eaux brutes et traitées montrent des valeurs est proche des normes de rejets recommandées par l'OMS et l'Algérie (5mg/l).

Nous remarquons augmentation des valeurs d'oxygène dissous des eaux traité par rapport les valeurs des eaux brutes. Cette augmentation peut être expliquée par l'action photosynthétique des algues dans les bassins d'aération.

5.2.6. Evolution de matières en suspension (MES) dans le Temps

D'après les résultats obtenus, nous avons enregistré une valeur moyenne qui dépasse la plus part du temps 120 mg/l pour les eaux brutes, une moyenne de 46 mg/l pour les eaux traitées. En comparant entre les moyennes obtenus des eaux brutes à celle des eaux traitées des MES.

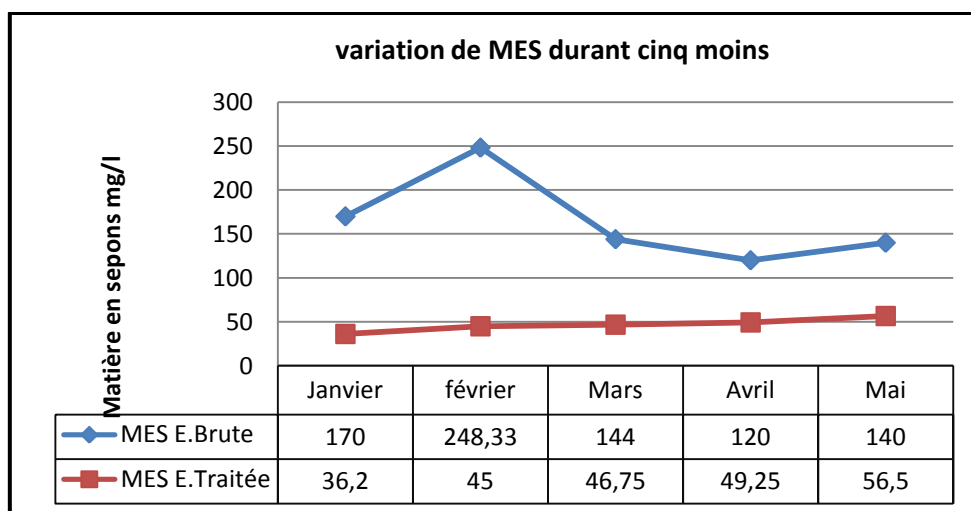


Figure 5.6. Variations de matières en suspensions des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Selon le **figure 5 .6** , nous remarquons la valeur minimale de 140 mg/l relevée en Mars et la valeur maximale de 248.33 mg/l relevée en Février pour les eaux brute, et la valeur minimale de 36.2 mg/l relevée en Janvier et la valeur maximale de 56.5 mg/l relevée en Mai pour les eaux traitées .

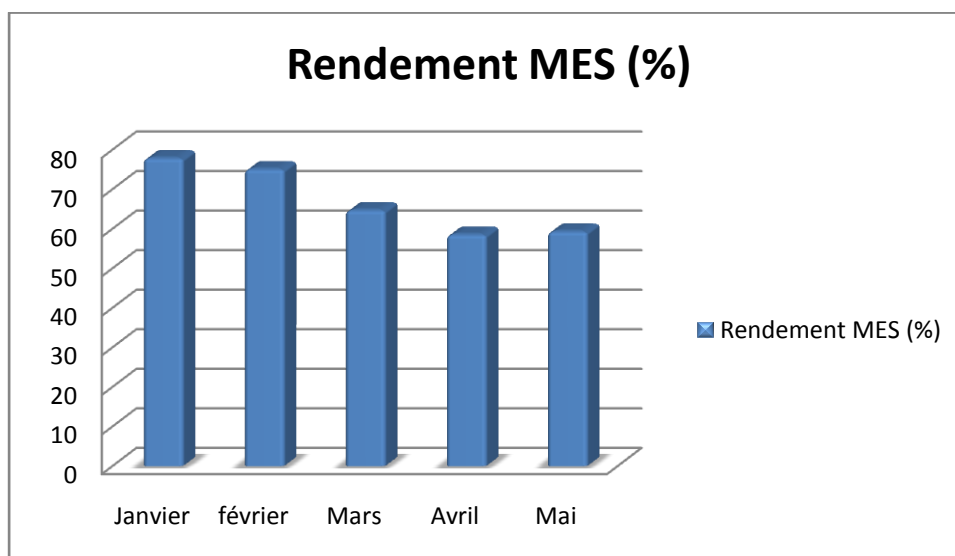


Figure 5.7. Rendement d'élimination mensuel de matières en suspensions.

Selon **la figure 5.7**. Qui présente le rendement mensuelle d'élimination de matière en suspensions, nous remarquons une élimination modérée de cette pollution organique (67 %) la valeur de rendement maximale de (77.85%) enregistré en Janvier et la valeur de rendement minimale enregistré en Avril (58.54%) .

5.2.6.1. Discussion des Résultats

Les valeurs des eaux traitées ne sont pas respectives aux normes de rejets recommandées par l'OMS et l'Algérie (30mg/l).

La teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau (sables, boues, particules organiques, plancton, etc.) ; elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des travaux, des rejets... etc. (Rodier et al, 2005).

La charge de MES élevée dans le rejet finale est due aux algues qui sont présente intensivement.

L'augmentation de la charge des MES ne représente pas une pollution en soi, tant que le milieu récepteur est assez grand peut accepter cette charge de matière organique vivante.

5.2.7. Evolution d'azote totale dans le Temps

D'après la figure 5.8, On remarque que les valeurs d'azote totale durant les mois d'étude varient pour les eaux brutes entre 32.5 mg/l et 56 mg/l avec une valeur moyenne de 43.706 mg/l pour les eaux traitées, l'azote totale varie entre 25.63 mg/l et 47 mg/l avec une valeur moyenne de 37.98 mg/l .

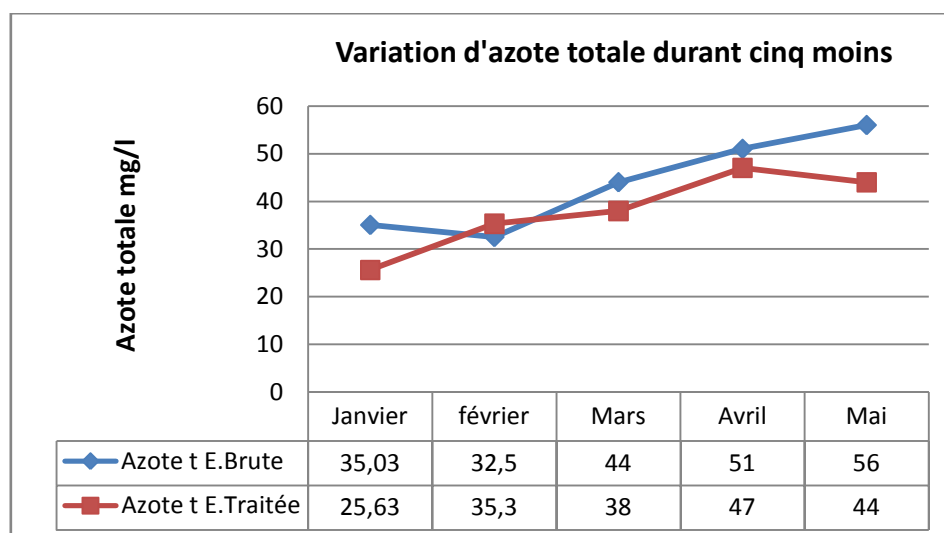


Figure 5.8. Variations d'azote total des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Selon la figure 5.9, qui présente le rendement mensuelle d'élimination d'azote totale, nous remarquons une élimination modérée (13.94 %) la valeur de rendement maximale de (26.84%) enregistré en Janvier et la valeur de rendement minimale enregistré en Février (00%) .

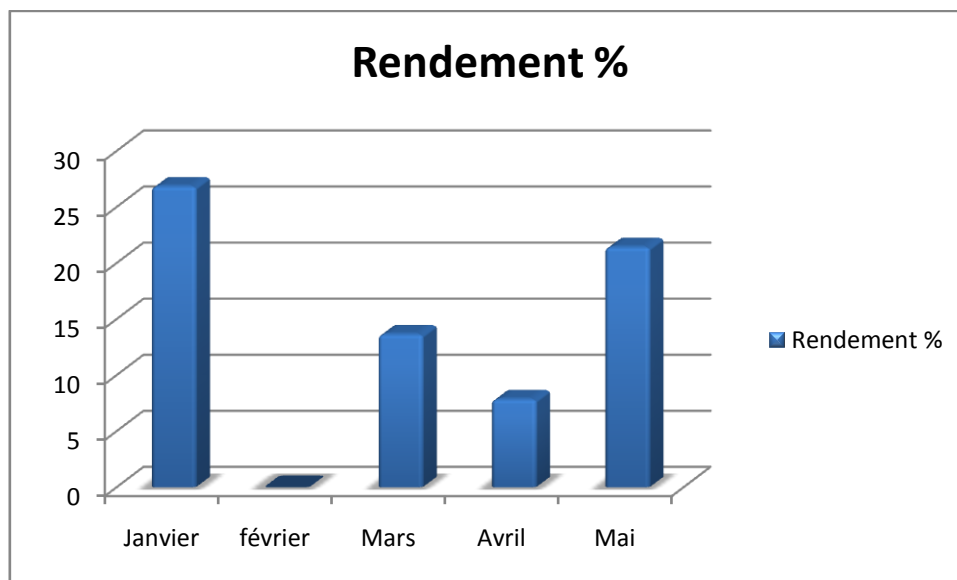


Figure 5.9. Rendement d'élimination mensuel d'azote totale

5.2.7.1. Discussion des Résultats

Les résultats obtenus des mesures effectuées sur les eaux traité, varient entre 25 mg/l et 47 mg/l ce qui respect les normes ≤ 50 mg/l.

Les résultats précédents montrent une diminution entre les valeurs des eaux brutes et celles des eaux traitées, cette diminution peut être expliquée par la perte d'une partie de l'azote sous forme de diazote gazeux (N_2) par le processus de dénitrification dans les conditions anaérobies.

5.2.8. Evolution de nitrites ($N-NO_2^-$) dans le Temps

Les valeurs de nitrites varient entre la valeur maximale 0.629 mg/l relevée en mai et la valeur minimale 0.215 mg/l relevée en mars pour les eaux brutes. Et la valeur maximale de 0.619 mg/l relevée en avril et la valeur minimale de 0.169 mg/l relevée en janvier pour les eaux traitées (Figure 5.10).

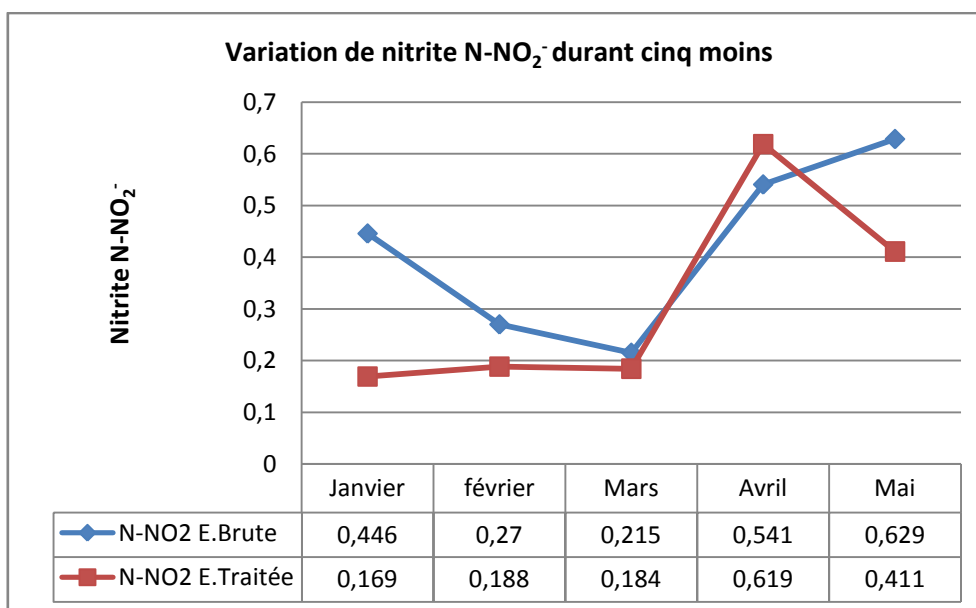


Figure 5.10. Variations de nitrite des eaux usées brutes et traitées dans le temps

La charge éliminée la plus élevée de N-NO₂⁻ était dans le mois de janvier pour un pourcentage d'épuration maximal 60.82 % mais la valeur minimale de teneur éliminée dans le mois de Avril pour à un pourcentage d'épuration 00 %. Le taux d'épuration pendant les cinq mois est limité entre une valeur moyenne 28.57 %.(figure 5.11)

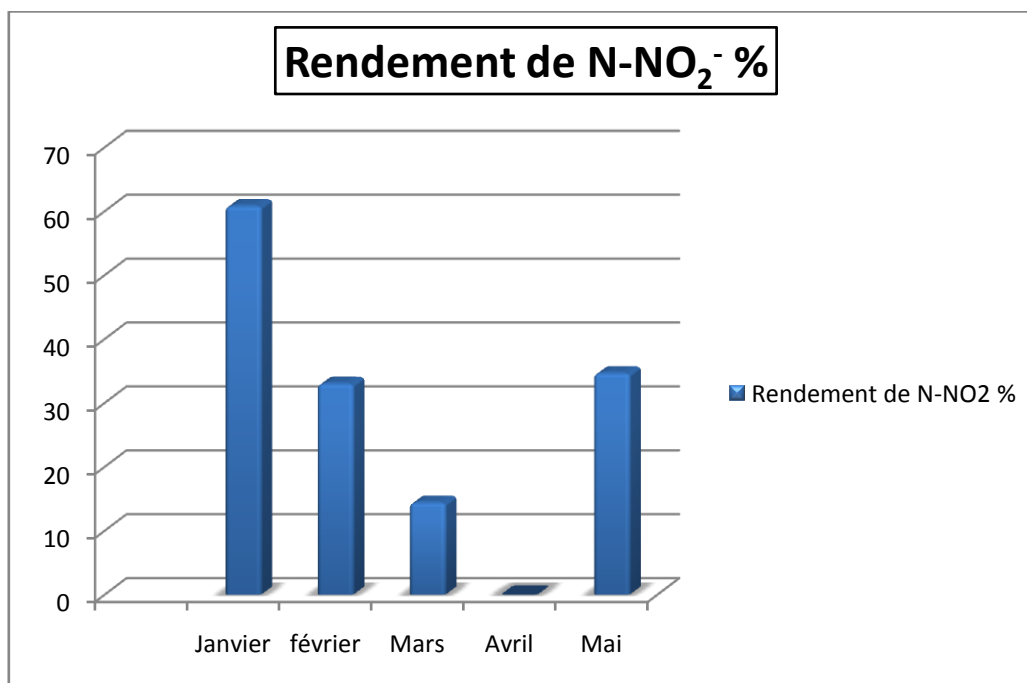


Figure 5.11. Rendement d'élimination mensuel de nitrite (N-NO₂⁻)

5.2.8.1. Discussion des Résultats

Les résultats des eaux traitées obtenues en nitrites sont très faibles, se qui répond aux normes internationales des eaux d'irrigation selon OMS ($\text{NO}_3^- < 01 \text{ mg/l}$).

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme soit d'une réaction des nitrites sous l'influence d'une action dénitrifiante.

Augmentation enregistrée dans le cas des eaux traitées. Cela à d'origine, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates. Les nitrites ne représentent qu'un stade intermédiaire entre

Les ions l'ammoniaque (N-NH_4^+) et les nitrates dans le cycle de l'azote, et sont facilement oxydés en nitrates, leur présence dans l'eau est donc rare et en faible quantité.

5.2.9. Evolution de nitrates (N-NO_3^-) dans le Temps

Les résultats de nitrates (N-NO_3^-) montrent que les valeurs journalières de cette dernière à une moyenne de 1.312 mg/l pour les eaux brutes. Tant disque dans les eaux traitées, les valeurs de nitrate (N-NO_3^-) varient d'une manière légère, elles se situent entre 0.44 mg/l et 0.84 mg/l (Figure 5.4).

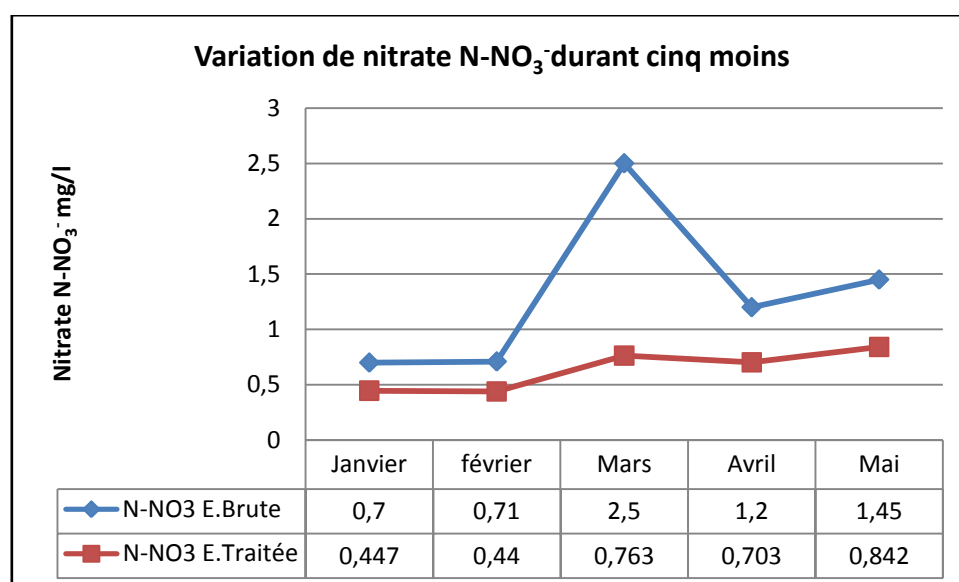


Figure 5.13. Variations de nitrates des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Les résultats obtenus de rendement mensuel d'élimination de nitrate, nous remarquons une élimination de 45.19 % la valeur de rendement maximale de (69.48 %) enregistré en Mars et la valeur de rendement minimale enregistré en Janvier (35.13%) .

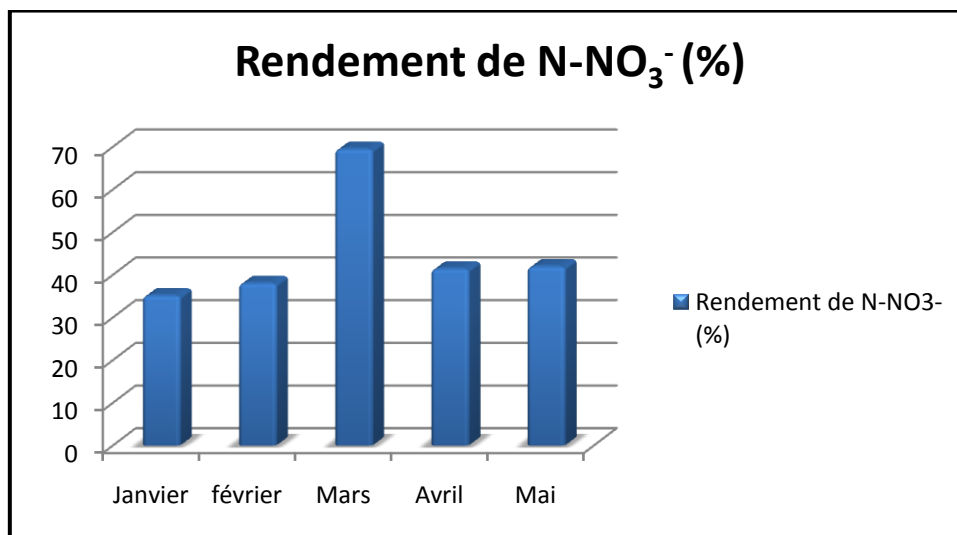


Figure 5.13. Rendement d'élimination mensuel de nitrate

5.2.9.1. Discussion des Résultats

Toutes les formes de l'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique.

Les bactéries nitrifiantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates, cette réaction appelée nitrification s'accompagne aussi d'une consommation d'oxygène.

Les valeurs enregistrées sont 1.31 mg/l pour les eaux brutes et de l'ordre 0.639 mg/l pour les eaux traitées cela est conforme selon les normes (≤ 50).

Ces valeurs sont compatibles aux normes internationales des eaux d'irrigation selon OMS ($\text{NO}_3^- < 50 \text{ mg/l}$).

5.2.10. Evolution d'ammonium N-NH_4^+ (mg/l) dans le Temps

A partir des résultats obtenus, nous enregistrons des valeurs comprises entre 45 mg/l et 23.3 mg/l pour les eaux brutes, et entre 21.33 mg/l et 49 mg/l pour les eaux traitées, avec une valeur moyenne de 35.38 mg/l.

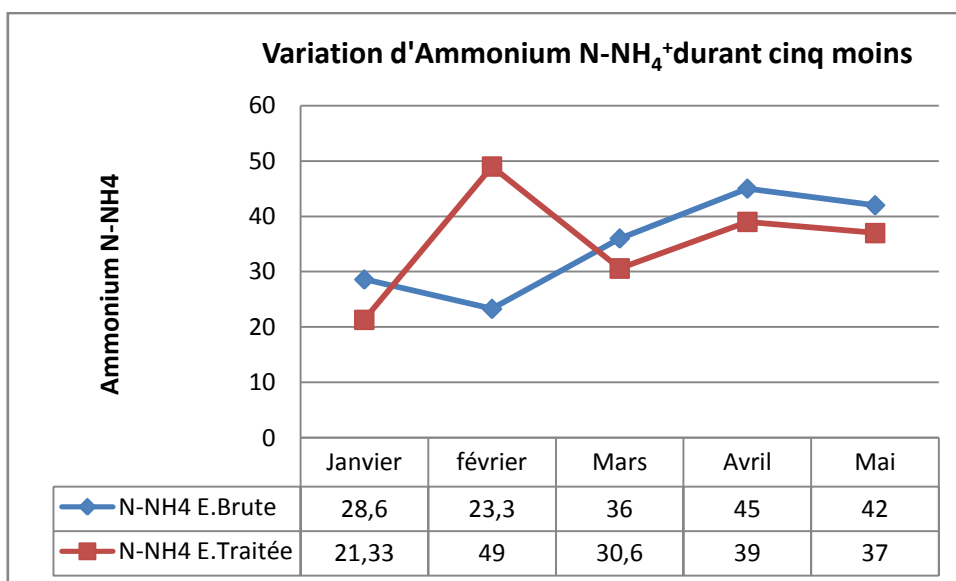


Figure 5.15. Variations d’ammonium N-NH₄⁺ des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Selon les résultats obtenus, le rendement moyenne d'élimination de l'azote ammoniacal 12.9 %, la valeur de rendement maximale de (24.27%) enregistré en Janvier et la valeur de rendement minimale enregistré en Février (00%).

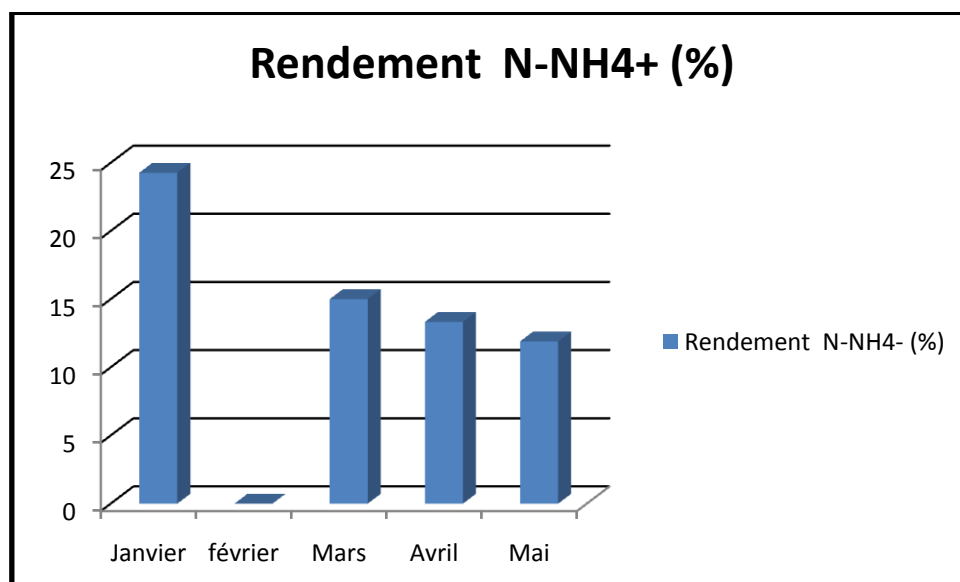


Figure 5.16. Rendement d'élimination mensuel d'ammonium (N-NH₄⁺).

5.2.10.1. Discussion des Résultats

Selon les résultats obtenus, la valeur moyenne de l'azote ammoniacal pour les eaux brutes est de l'ordre de 45mg/l, et pour les eaux traitées est 39mg/l. Cette dernière est supérieure aux normes internationales des eaux d'irrigation selon FAO ($N-NH_4^+$ < 0,2mg/l).

On peut dire si le pH ne dépasse pas 9 les $N-NH_4^+$ sont non normés.

En a remarqué une augmentation de la concentration de $N-NH_4^+$ dans les eaux traitées cette augmentation est due la réduction de nitrate en ammonium dans les conditions anaérobies.

5.2.11. Evolution de demande chimique en oxygène DCO (mg/l) dans le Temps

D'après les résultats de la DCO obtenu au niveau des eaux brutes (entré) varient entre un intervalle de 247.66 (mg/l) et 495.75 (mg/l). Au temps que celle de l'eau traitée varient entre des valeurs de 86.33 (mg/l) et 140.25 (mg/l).

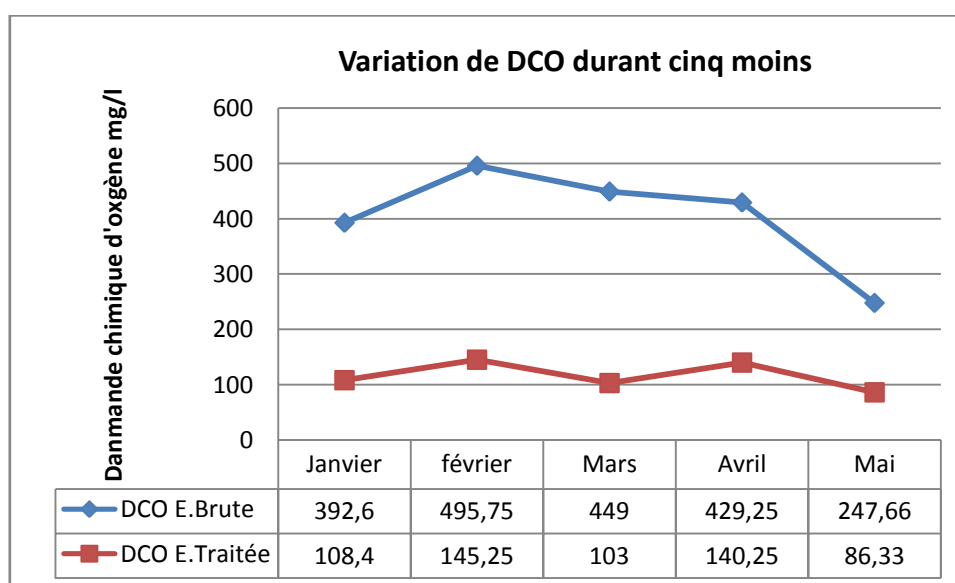


Figure 5.17. Variations de DCO des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Par comparaison entre les valeurs de DCO des eaux brutes et celle des eaux traitées, nous notons un bon rendement qui dépasse 65%. La valeur de rendement maximale de (72.13%) enregistré en Mars et la valeur de rendement minimale enregistré en Mai (43.46%).

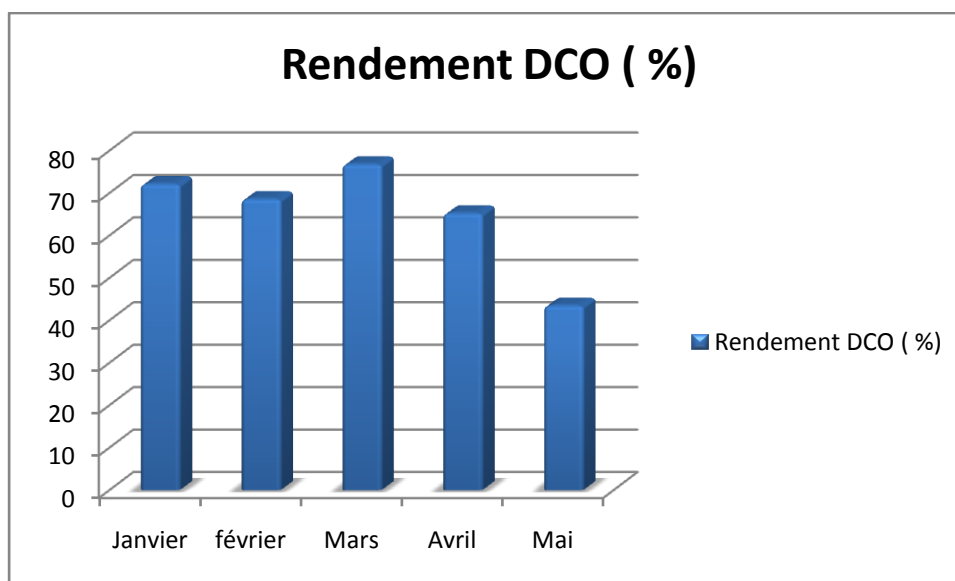


Figure 5.17. Rendement d'élimination mensuel de DCO

5.2.11.1. Discussion des Résultats

Les résultats de la DCO obtenu au niveau des eaux traitées (116.64mg/l) sont conformes à la recommandation algérienne 120 (mg/l).

La réduction de la demande chimique en oxygène peut être expliquée par la diminution de la matière organique complète par oxydation chimique des molécules oxydables contenues dans l'eau.

5.2.12. Evolution de la demande biologique en oxygène DBO₅ (mg/l) dans le Temps

Selon les résultats obtenus de DBO₅, les valeurs varient entre la valeur maximale 145 mg/l relevée en Mars et la valeur minimale 120 mg/l relevée en Janvier pour les eaux brutes. Et la valeur maximale de 55 mg/l relevée en Mai et la valeur minimale de 34 mg/l relevée en Février pour les eaux traitées (Figure 5.18).

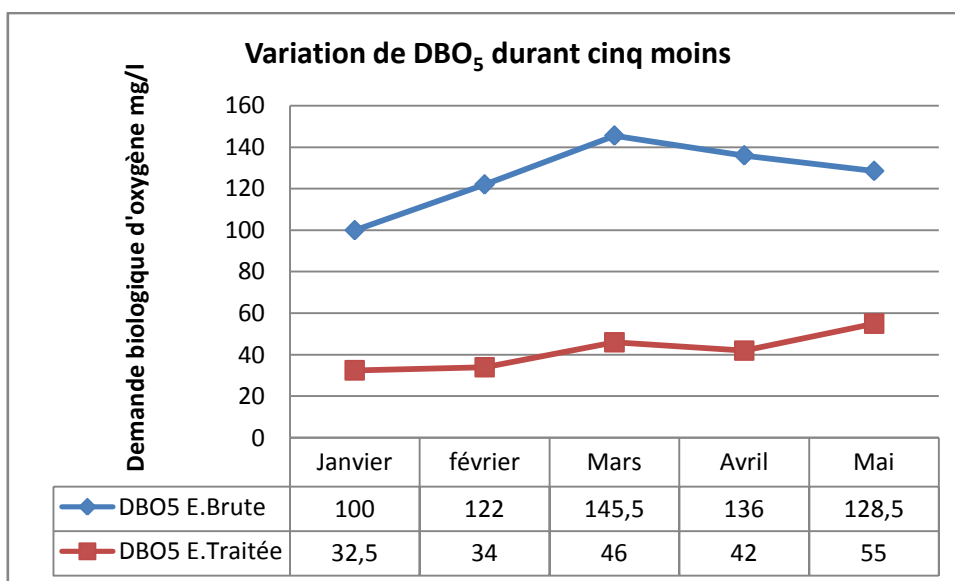


Figure 5.18. Variations de DBO₅ des eaux usées brutes et traitées dans le temps

Les rendements d'élimination varient de 51.69% - 72.13% pendant cinq mois la charge éliminée maximale la plus élevée observée en mois de février pour un taux d'épuration de 72.13%, mais la faible charge éliminée courant les cinq mois de traitement est observée au mois de mai pour un taux d'épuration de 51.69 %.

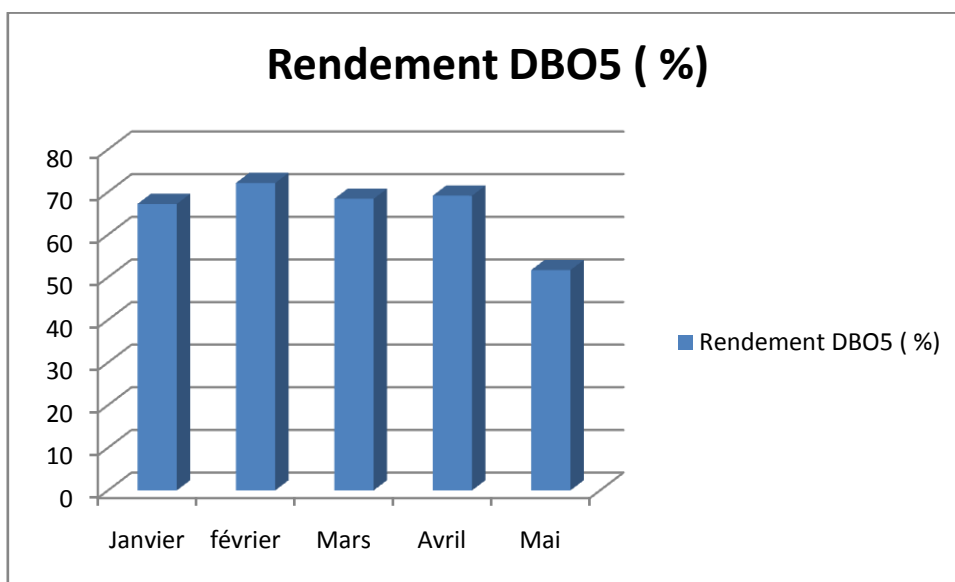


Figure 5.19. Rendement d'élimination mensuel de DBO₅

5.2.12.1. Discussion des Résultats

A partir des résultats obtenus, on remarque que les mesures effectuées sur les eaux brutes ont un moyen de 130.4 mg/l. cette valeur est inférieure aux caractéristiques généralement trouvés pour les eaux résiduaires (183mg/l (ONA)).

La moyenne de DBO₅ des eaux traitées est de 42.7 mg/l, cette valeur ne répond pas aux normes de rejets recommandées par l'OMS (30 mg/l).

La DBO₅ décrit une demande en oxygène d'un effluent, mais il ne s'agit que des besoins des micro-organismes présents dans l'effluent, qui vont consommer l'oxygène pour leurs réactions métaboliques.

Ces variations qui traduisent une utilisation de l'oxygène dissous pour la dégradation de la matière organique. Aussi avec leur richesse en micro-organismes.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

L'objectif essentiel de notre travail est d'étudier les performances épuratoires des polluants des eaux usées et évaluations des conditions optimales dans le temps à la station d'épuration de Ghardaïa par lagunage naturel.

On remarque globalement la filière d'épuration par lagunage naturel est bien adaptée au contexte de la zone d'étude, et peut être recommandé pour d'autres centres urbains et ruraux similaires.

Les rendements de la DBO₅ et la DCO sont également acceptables et reflète la densité d'occupation du bassin par le lagunage naturel. La réduction de la teneur en est acceptable. Tous ça nous permet de définir les avantages du technique lagunage naturel de STEP de Kef Doukhan sur plusieurs plans on les représente comme suit :

- **Plan économique** : l'absence de consommation d'énergie et de produits chimiques.
- **Plan écologique** : Protection de la nappe alluvionnaire contre la pollution. Et création d'un écosystème.
Bassins de sédimentation espace refuge vital et important pour les animaux en général et les oiseaux migrateurs en particulier.
- **Plan Exploitation** : Valorisation des effluents épurés dans le domaine agricole.

RECOMMANDATIONS

Ce système a jusqu'ici montré des performances épuratoires globalement satisfaisante : ont certainement joué un rôle important dans le choix de cette technologie comme meilleure solution pour le traitement des effluents domestiques décentralisé des agglomérations.

Il est donc utile de :

- Sensibiliser d'avantage les populations et des décideurs politiques sur les problèmes environnementaux liés aux eaux usées.
- Encourager la recherche scientifique et sociologique dans ce procédé de traitement des eaux usées.

- Améliorer d'avantage les paramètres des performances épuratrices du projet il faut songer des à présent au repeuplement du bassin pour atteindre une densité d'occupation fixée par le constructeur.
- La possibilité de valoriser des sous-produits (biomasse planctonique, plantes d'eau)
- Utiliser l'eau épurée pour la fertilisation et l'irrigation en agriculture.
- L'exploitation des déchets humains après séché comme engrais pour enrichir les terres agricoles

***REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES***

Références bibliographiques

1. **Achouri F., 2003.** Etude des performances épuratoires de la station d'épuration par lagunage naturel de l'oued Béni-Messous W. (d'Alger) Mémoire d'ingénieur, Ecole nationale supérieure de l'hydraulique Abdelleh ARBAOUI , p 5 – 6 .
2. **Amara, M ., 1993 .** “ Contribution à l'étude de la dynamique de la pollution en zone côtière cas de Bou-ismail “. Thèse de l'institut nationale des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral.
3. **Ayaz, S. : Akca, L., 2001 :**Treatment of Wasterwater y natural sustems. Environnement international.26: pp ; 189-195.
4. **Bakhoum I., 2004 .**Contrôle de qualité et validation de différentes microméthodes d'identification bactérienne. *Thèse Pharm., n° 8*
5. **Baylis C, Uyttendaele M, Joosten H and Davies A ., 2011.,** the Enterobacteriaceae and their Significance to the Food Industry , Commissioned by the ILSI Europe Emerging Microbiological Issues Task Force , International Life Sciences Institute , Belgique P6.
6. **Beadry J., 1992 .** Chimie des eaux édition le griffon d'argil. France.
7. **Boeglin J ., 1998 .** Pollution industrielle de l'eau - Stratégie et méthodologie, Éditions Techniques de l'Ingénieur. Paris – France, p4.
8. **Boeglin J-C ., 2002 .,** Traitements physico-chimiques de la pollution insoluble. Éditions Techniques de l'Ingénieur p 3-15.
9. **Boeglin J et Roubaty J ., 2007 .,** Pollution industrielle de l'eau - Caractérisation, classification, mesure. Éditions Techniques de l'Ingénieur Paris – France, p 4 .
10. **Boureserie S ., 2001 .,** épuration des eaux usées domestiques par filtration sur sable Edition : Agence de l'Eau Seine-Normandie - Direction Seine Aval. p 6.
11. **Boutelli .,2008 .,** Conception d'une station d'épuration pour la ville de Ghardaïa, possibilités de réutilisation des eaux épurées. Université Kasdi MERBAH Ouargla.
12. **Brenner D. , 1984 .** Family I. *Enterobacteriaceae*. In: Krieg N.R., Holt G.H. (Eds.), Bergey's manual of systematic bacteriology (Volume 1). Williams and Wilkins: Baltimore, p 408-420.
13. **Brenner, D.J., Krieg, N.R. and Staley, J.R .,** 2005,Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, Volume 2: The Proteobacteria, Part B: The Gammaproteobacteria. New York, Springer.

14. **Cabelli, V.J, 1989** ., Swimming-associated illness and recreational water-quality criteria. *Water Science and Technology* 21 (2), 13-21.
15. **Cardot C, 1999** ., Les traitements de l'eau ; Procédés physico-chimiques et biologiques - Cours et problèmes résolus - Génie de l'environnement, édition Ellipses , paris France .
16. **Corsin P, Consult F et Mauguin G et Villain N., 2006.**, l'Eau,l'Industrie, les Nuisances ; Le sable de filtration . editions-johanet . Paris France p 1.
17. **Chaib A ., 2004** ., Bioépuration par lagunage naturel. bulletin des energies renouvelables, N°5
18. **Dechemin ., 2008.**, Diagnostic et rehabilitation d'un reseau assainissement (Application de la ville Ain Oulmene) , Ecole nationale polytechnique .
19. **Derai S, 2005** ., Etude de renovation et d'extension du reseau d'assainissement de la ville de chebli (W Blida), ecole nationale superieure de l'hydraulique , p28 .
20. **Deronzier G et Al ., 2001** ., Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche , Éditions Cemagref France , p 11 .
21. **Deshayes M ., 2008** ., Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la Qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lots séparés. INSA de Strasbourg. p 15.
22. **Djabelkhir K ., 2007** ., Contribution à la Réhabilitation de la Station d'Epuration de STAOUELI , Memoire d'ingénieur . Ecole nationale polytechnique , , p 1-16.
23. **DREW., 2014** ., fiche technique de STEP .Direction de Ressources en Eau de la wilaya de Ghardaïa.
24. **Eckenfelder W., 1982** .Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Lavoisier - Techniques et Documentation. Paris France.
25. **Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., and Allen, M.J ., 2000** ., Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology* 88 106S-116S.
26. **Edeline F .,1988** .L'épuration physico-chimique des eaux résiduaires. Théorie et technologie. Co-édition Cebedoc .
27. **Elskens M., 2010** . Analyse des eaux résiduaires ; Mesure de la pollution, Éditions Techniques de l'Ingénieur. Paris – France. p4)

28. Ferley, J.P., Zmirou, D., Balducci F , Baleux B , Fera P , Larbaigt G , Jacq E , Moissonnier B , Blineau A and Boudot, J ., 1989., Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *International Journal of Epidemiology* 18 (1), 198-205.
29. Fewtrell, L., Bartram, J ,2001., Water Quality: Guidelines, Standards and Health. World Health Organization Water Series IWA Publishing, London, UK.
30. Gaïd A ., 1993 ., Traitement des eaux usées urbaines, Techniques de l'Ingénieur , p10
31. Gaid,A ., 1984 ., Epuration biologique des eaux usées urbaines. Tome I Ed. OPU Alger;
32. Gauthier F and Archibald F 2001 ., The ecology of “fecal indicator” bacteria commonly found in pulp and paper mill water systems . *Water research* 35 (9) ,2207-2218 .
33. Gaye, M. : Niang, S., 2002 ., Epuration extensive des eaux usées pour leur réutilisation dans l'agriculture urbaine : des technologies appropriées en zone sahélienne pour la lutte contre la pauvreté. Etudes et recherches 225-226-227, ENDA. Dakar .pp : 17-19-20-213-214-216-223.
34. Ghafir Y , -2008 ., Relevance of indicators of fecal contamination for the surveillance and control of the contamination with salmonella and Campylobacter in the belgian meat production chains .thèse de docteurat , presses de la faculté de médecine vétérinaire de l'université de Liège . Belgique p 23)
35. Gommela C. et Gurree H ., 1983 .« Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales » Ed. Eyrolles 61 boulevard Saint – Germain – 75005 Paris .
36. Grosclaude G., 1999. L'eau : usage et polluants. Edition INRA, 210p.
37. Hammadi B ., 2011. Phytoépuration des eaux usées de la région de Témacine Evaluation et conditions optimales. Mémoire de Magister. Université KASDI Merbah-Ouargla . p 12-13-34
38. Haouati ., 2005 ., Etude de réhabilitation et d'extension de la station d'épuration de la ville de Djalfa, Memoire d'ingénieure, Ecole nationale supérieure de l'hydraulique Abdallah ARBAOUI. p3.
39. Hassani ., 2008 ., Contribution à la caractérisation des eaux de puits de la palmeraie Est de la commune de Ghardaïa . mémoire d'ingénieur .Superieure polytechnique . p 7
40. Jacques G et Husson R, 2012 ., Guide pratique à l'usage des communes et relative à l'assainissement des eaux usées , édition AQUAWAL , wallonie Belgique , p19.

41. **Kessaissia A ., 2011.**, Conception d'une station d'épuration par lagunage naturel pour la ville de GHARDAIA. Memoire d'ingénieure, Ecole nationale supérieure de l'hydraulique Abdelleh ARBAOUI P 4- 5
42. **Koller E., 2004.**Traitement des pollutions industrielles. Edition DUNOD. 2004 .
43. **Koné, D.,2002.** Epuration des usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et de centre : Etat des lieux performances épuration et critères de dimensionnement. Thèse N°2653. Lausanne. EPFL. pp : 17-30-31.
44. **Konte S., 2012.** Gestion des eaux usées domestiques dans le district de Bamako. Cas de la commune V , mémoire de Master .Institut universitaire du développement territorial Mali .
45. **Lacoste Y ., 2008 .** L'eau dans le monde. Les batailles pour la vie. Larousse .
46. **Langevin, j , Lefelvre,R , Toutant, C., 1997.** Histoires d'eaux Tout ce que il faut savoir sur l'eau et l'hygiène publique. Editions Berger, Montréal. ISBN 2-9214116-13-1, pp : 157-159.
47. **Latbi N ., 2008 .** Conception et dimensionnement de l'usine de production et de traitement d'eau potable de la commune d'Ondres. Ecole Nationale Polytechnique.
48. **Le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable ., 2006 .** Du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, , Les coliformes totaux . Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada , Canada
49. **Maman T., 2001 .**Epuration des eaux usées de l'E.N.S.H par lagunage naturel . L'université des sciences et technique de Saad DAHLEB de Blida .p 17
50. **MASSO J., 2007.**Élaboration de l'acier moulé - Analyse des processus métallurgiques . **Éditions Techniques de l'Ingénieur T.I.**
51. **Mclellan, S.L., Daniels, A.D., and Salmore, A.K., (2001).** Clonal populations of thermotolerant Enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with fecal Escherichia coli counts . *Applied and Environmental Microbiology* 67, 4934-4938.
52. **Mellak D., 2009 .** Etude de la vulnérabilité de l'aquifère alluvionnaire de la vallée du M'Zab , Ecole Nationale Supérieure Polytechnique d'Alger , p 44 - 48 .
53. **Mira Y ., 2008.** Contribution à la conception de la station d'épuration d'ISOLA 2000. Memoire d'ingénieure , Ecole Nationale Polytechnique. Algérie , p 9 .

54. Pilet C, Bourdon J , Toma B., Marchal N., Balbastre C.,1979 .Les entérobactéries Bactériologie médicale et vétérinaire : systématique bactérienne *Doins*, Paris, 2e ed: p109-187 .
55. Pommepeuy, M., Guillaud, J.F., Dupray, E., Derrien, A., Le Guyader F , and cormier M . , 1992 ., Enteric bacteria survival factors. *Water Science and Technology* 25 (12), 93-103.
56. Pronost G, 2005 ., Conception et dimensionnement Caractérisation des eaux usées. Office International de l'Eau, Paris France p9.
57. Pronost J et Pronost R et Deplat L et Malrieu J., 2002 ., Station d'épuration : Dispositions conseructives pour ameliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation . Fonds national pour le developpement des adductions d'eaux , Office International de l'Eau CNFME/ SNIDE. P 20.
58. Racault Y. et al ., 1997 . Le Lagunage naturel, Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France . Coédition Cemagref Editions, Agence île Peau Loire-Bretagne p 9.
59. Rodier J et coll., 2005 . L'analyse de l'eau'. 8^e édition DUNOD. Paris France.
60. Rodier J et Legubebe B et Merlet N et coll , 2009., L'Analyse de l'eau . 9^e edition DUNOD, Paris France. p45.
61. Rouabeh N., 2008. Conception de la station d'épuration de la ville de Khemis Miliana, Memoire d'ingéniure, Ecole nationale superieure de l'hydraulique Abdelleh ARBAOUI , p4
62. Selhani S ., 2009. Etude des possibilités d'utilisation des eaux et boues d'épuration dans l'agriculture : Cas de la station d'épuration de BENI MESSOUS. Ecole Nationale Supérieure Polytechnique. p 3.
63. Semar A et Mouloudi Y., 2006 . Etude de la pollution par les nitrates des eaux de la basse vallée de la Soummam. Ecole Nationale Polytechnique .
64. Servais P, Billen G , Garcia-Armisen T, George I, Goncalvez A et Thibert S ., 2007 .La contamination microbienne des eaux du bassin de la Seine, Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, Campus de la Plaine, CP 221, B-1050 Bruxelles, Belgique UMR Sisyphe, UPMC , 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France P 5-6.
65. Seidl M et Mouchel J ., 2003 . Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement, Centre d'enseignement et de recherche Eau Ville Environnement, centre conjoint de l'ENGREF, de l'ENPC et de l'UPVM.

- 66. Sevrin-Reyssac J, Proulx D., 1995.** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118p.
- 67. Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., and Leung, K.T., (2005)** Microbial indicators of faecale cotamination in water: A current perspective. *Water Air and Soil Pollution* 166 (1-4), 139-166.
- 68. UNESCO , 2008 ,** fiche technique sur le traitement des eaux usées par lagunage . bureau de L'UNESCO à Rabat . Maroc , P 1 -2 .
- 69. Zahouani B ., 2013 ,** Gestion des eaux usées épurées en zone aride : cas de la STEP d'EL Atteuf (Ghardaïa), Mémoire d'Ingénieur . Ecole Nationale Supérieure Agronomique El Harrach – Alger P 36 – 38 -40.

ANNEXE

Tableau 1 . Résultats des analyses physico-chimiques des eaux brutes et traitées de la STEP de Ghardaïa.

Mois	La date	Température C°		ph		Salinité (mg/l)		Conductivité (ms/cm)		O2 dissous (mg/l)	
		<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>
Janvier	02.01.2014	8,1	6,9	7,52	7,98	3,27	2,76	2,3	2	/	/
	08.01.2014	8,1	6,9	7,44	7,92	3,74	2,92	2,3	2	1,66	2,44
	15.01.2014	18,3	13,8	7,6	8,02	3,69	2,89	2,4	2	3,89	4,24
	21.01.2014	9	8,5	7,51	7,99	3,71	2,76	2,3	2,1	/	/
	27.01.2014	12,6	12,3	7,55	8,01	3,46	2,7	2,2	2,1	/	/
février	02.02.2014	19,5	15,9	7,49	7,94	3,69	3,07	2,3	2	/	/
	09.02.2014	10	10,6	7,56	7,95	3,41	2,98	2,1	2	4,2	4,4
	16.02.2014	11	16,1	7,6	7,99	3,78	3,14	2,3	1	6,01	5,7
	26.02.2014	16	14,8	7,52	7,98	3,62	2,13	2,3	2,1	4,3	5,1
Mars	02.03.2014	16	15,4	7,62	8,01	3,34	2,98	2,2	2	/	/
	09.03.2014	17	15	7,58	7,97	3,39	2,91	2,2	2,1	4,6	4,9
	17.03.2014	18	17,2	7,61	8,02	3,41	2,82	2,1	2	5,1	6,2
	27.03.2014	18	17,1	7,67	8,01	3,68	3,196	2,3	2	6,1	6,6
Avril	06.04.2014	18	17,1	7,56	7,98	3,34	3,01	2,2	2,1	4,2	4,8
	13.04.2014	20	21	7,62	8,01	4,06	3,35	2,4	2,1	3,9	4,4
	20.04.2014	25	24,1	7,69	8,01	3,64	2,41	2,3	2,1	6,1	6,5
	28.04.2014	26	25,4	7,67	7,99	3,94	2,78	2,2	2	5,4	6,7
Mai	04.05.2014	28	26,2	7,69	8,03	3,51	2,84	2,2	2	6,3	7,1
	13.05.2014	26,4	25,8	7,74	8,03	3,46	2,61	2,2	2,1	6,2	6,9

Tableaux 2. Les Résultats d'analyses de nitrite N-NO₂⁻ mg/l

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	Rendement (%)
08.01.2014	0,48	0,107	0,373	77,70
27.01.2014	0,412	0,231	0,181	43,93
02.02.2014	0,22	0,116	0,104	47,27
26.02.2014	0,32	0,26	0,06	18,75
02.03.2014	0,215	0,184	0,031	14,41
06.04.2014	0,541	0,619	-0,078	
04.05.2014	0,629	0,411	0,218	34,65

Tableaux 3. Les Résultats d'analyses d'Azote t mg/l

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	Rendement (%)
02.01.2014	35,3	22,2	13,1	37,11
08.01.2014	36,2	29,1	7,1	19,61
27.01.2014	33,6	25,6	8	23,80
02.02.2014	32,5	35,3	-2,8	/
02.03.2014	44	38	6	13,63
06.04.2014	51	47	4	7,84

Tableaux 4. Les Résultats d'analyses de Nitrate N-NO₃⁻ mg/l

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	<i>rendement (%)</i>
08.01.2014	0,76	0,404	0,356	46,84
27.01.2014	0,64	0,49	0,15	23,43
16.02.2014	0,71	0,44	0,27	38,02
02.03.2014	2,5	0,763	1,737	69,48
06.04.2014	1,2	0,703	0,497	41,41
13.05.2014	1,45	0,842	0,608	41,93

Tableaux 5. Les Résultats d'analyses d'Ammonium N- NH₄⁺ mg/l

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	<i>rendement (%)</i>
02.01.2014	25,2	20,4	4,8	19,04
08.01.2014	33,8	21,3	12,5	36,98
27.01.2014	26,8	22,3	4,5	16,79
02.02.2014	23,3	49	-25,7	/
02.03.2014	36	30,6	5,4	15
06.04.2014	45	39	6	13,33
13.05.2014	42	37	5	11,90

Tableaux 6. Les Résultats d'analyses de DCO (mg/l)

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	<i>rendement (%)</i>
02.01.2014	392	102	290	73,97
08.01.2014	353	108	245	69,40
15.01.2014	402	109	293	72,88
21.01.2014	451	105	346	76,71
27.01.2014	365	118	247	67,67
02.02.2014	870	201	669	76,89
09.02.2014	383	121	262	68,40
16.02.2014	369	135	234	63,41
26.02.2014	361	124	237	65,65
02.03.2014	462	106	356	77,05
09.03.2014	374	102	272	72,72
17.02.2014	513	104	409	79,72
27.03.2014	447	100	347	77,62
06.04.2014	402	142	260	64,67
13.04.2014	589	106	483	82,00
20.04.2014	324	132	192	59,25
28.04.2014	402	181	221	54,97
04.05.2014	362	117	245	67,67
13.05.2014	381	142	239	62,72

Tableaux 7. Les Résultats d'analyses de DBO₅ (mg/l)

La date	<i>l'entrée du bassin</i>	<i>sortie du bassin</i>	<i>Charge éliminée</i>	<i>rendement (%)</i>
21.01.2014	90	32	58	64,44
27.01.2014	110	33	77	70
02.02.2014	122	34	88	72,13
09.03.2014	136	42	94	69,11
27.03.2014	155	50	105	67,74
13.04.2014	132	39	93	70,45
20.04.2014	140	45	95	67,85
04.05.2014	90	60	30	33,33

Tableau 8. Normes physico chimique de rejets de l'OMS appliqué en Algérie.

paramètres		normes
T°	(C°)	30
pH		6,5-8,5
O ₂	(mg/l)	5
DBO ₅	(mg/l)	30
DCO	(mg/l)	90
MES	(mg/l)	30
Azote totale	(mg/l)	50
Phosphate	(mg/l)	2
Nitrite	(mg/l)	<1
Nitrate	(mg/l)	< 50
Conductivité	(mS/cm)	< 3
Ammonium	(mg/l)	< 2

RESUME : Epuration des eaux usées par lagunage naturel de la région de Ghardaïa.

Evolution et condition optimale

Le but de cette étude est le suivi de l'évaluation des paramètres physico-chimiques des eaux usées traitées dans la STEP après et avant le traitement, pendant cinq mois (Janvier, février, Mars, Avril et Mai) pour étudier les performances épuratoires des polluants des eaux.

Les résultats montrent que les performances épuratoires sont bons et se situent au-delà de 60% pour la plupart des paramètres considérés. En effet les taux moyennes de rabattement calculé sont de l'ordre de 67.10% (MES), 66.2 % (DBO₅), 65.24% (DCO), et avec des taux moyens de rabattements assez acceptables pour les autres paramètres 12.9% (N-NH₄⁺), 28.57% (N-NO₂⁻), 45.19% (N-NO₃⁻) et 13.94 % (N₂ total) durant les cinq mois de suivi. Ces performances sont dans l'ensemble proches aux gammes des performances exigées par la législation Algérienne et peuvent être amélioré après un bon développement et une bonne couverture des lagunes.

L'expérience de traitement des eaux usées par lagunage naturel à la STEP de Kef Dokhan (Ghardaïa) montre le rendement épuratoire actuel et acceptable et que les installations, de fonctionnement et la maintenance sont moins coûteux et plus bénéfique pour l'environnement.

Mots-clés : polluants, station d'épuration STEP, eaux usées, lagunage naturel, Ghardaïa.

ABSTRACT : Wastewater Treatment by natural lagoons in the region of Ghardaia .

Evolution and optimal condition

The purpose of this study is the follow-up assessment of physico-chemical parameters of treated wastewater in the STEP before and after treatment for five months (January, February, March, April and May) to study the purification performance of water pollutants.

The results show that the treatment performance are good and are above 60% for most parameters. In fact, the average rate of drawdown calculated are of the order of 67.10% (MES), 66.2% (BOD₅), 65.24% (COD), and with fairly acceptable means drawdown rate for the other parameters 12.9% (N-NH₄⁺), 28.57% (N-NO₂⁻), 45.19% (N-NO₃⁻) and 13.94% (N₂ total) during the five-month follow-up. These performances are generally close to the ranges of performance required by Algerian law and may be improved after a good development and good coverage of lagoons.

The experience of wastewater treatment by stabilization ponds to STEP Kef Dokhan (Ghardaia) shows the current and acceptable treatment efficiency and facilities, operation and maintenance are less expensive and more beneficial to the environment.

Keywords: pollution, sewage treatment plant, STEP, wastewater ,stabilization ponds, Ghardaia.

المخلص: معالجة مياه المستعملة بالبحيرات الطبيعية في ولاية غرداية . المتابعة و الشروط الأمثل

الهدف من الدراسة هو متابعة تطور معايير الفيزيائية والكيميائية للمياه القذرة المعالجة في محطة معالجة مياه الصرف قبل وبعد العلاج ، خلال خمسة أشهر (جانفي ، فيفري، مارس، أفريل و ماي) لدراسة أداء تنقية الملوثات الموجود في المياه .

أظهرت النتائج أن أداءات التصفية جيدة حيث تفوق نسبة الأداءات 60 % بالنسبة لأغلبية العوامل الملوثة المستهدفة ، في الواقع تم تسجيل نسب جيدة للتخفيضات المحسوبة هي على الترتيب الآتي : 65.24 % (MES) ، 66.2 % (DCO) ، 67.10 % (DBO₅) و 28.57 % (NNH₄⁺) ، مع نسب متوسطة للتخفيضات مقبولة بالنسبة للعوامل الأخرى 28.57 % (N-NO₂⁻) ، 45.19 % (N-NO₃⁻) و 58,34 % (N₂ total) خلال خمسة أشهر للمتابعة . و هذه الأداءات في العموم قريبة من الأداء المطلوبة في التشريع الجزائري، و يمكن تحسينها بتطوير تغطية جيدة للأحواض .

التجربة لمعالجة المياه المستعملة بواسطة الأحواض الطبيعية في محطة تصفية المياه المستعملة في كاف الدخان (غرداية)، يدل على أنّ مردودية التصفية الحالية مقبولة، بالإضافة إلى كون التركيب، التوظيف، و الصيانة أقل تكلفة و أكثر نفعا للمحيط.

الكلمات المفتاحية : ملوثات ، محطة تصفية ، المياه القذرة ، الأحواض الطبيعية ، غرداية .