

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

**Ministère De L'enseignement Supérieur Et De La Recherche Scientifique
Université Saad Dahleb De Blida
Faculté Des Sciences Agro – Vétérinaires et biologiques
Département de Biologie**

**MEMOIRE DE FIN D'ETUDES POUR L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER EN BIOLOGIE**

Spécialité : *Restauration Des Ecosystèmes Aquatiques continentaux*

**Présenté par :
MEDJBABRI SAMIRA**

THEME :

**EVALUATION DE L'EFFICACITE DE TRAITEMENT
BIOLOGIQUE DANS L'EPURATION DES EAUX
RESIDUAIRES URBAINES (VILLE DE KOLEA)**

Soutenu publiquement le: 03/07/2013

Devant le jury composé de:

Mme OUADAH N.	Maitre assistante USDB	Présidente
Mme KHETTAR S.	Maitre assistante USDB	Examinatrice
Mme BOUDJEMA N.	Maitre assistante USDB	Examinatrice
Mme MOHAMED MAHMOUD F.	Maitre assistante USDB	Promotrice
Mme NIA FATIMA	Chef de laboratoire STEP KOLEA	Co- promotrice

Promotion : 2012-2013

Remerciements

Au terme de ce travail, nous tenons en premier lieu à remercier le Bon Dieu de nous avoir donné la santé, la volonté et surtout la patience durant nos années d'étude et pendant notre stage et qui nous à donné la forte de mener à bien ce travail.

Nous présentons nos vifs remerciements à notre promotrice Mme MOHAMED MAHMOUD. F, pour son apport à la finalisation de ce modeste travail, par ses conseils, ses corrections et suggestions.

Nous exprimons notre profonde gratitude à Mme OUADAH.N de nous avoir fait l'honneur de présider le jury.

Nous remercions vivement les membres du jury Mme KHETTAR.S et Mme BOUDJEMAA.N de bien vouloir accepter d'examiner ce modeste travail.

Mes remerciements vont également à Mme HMAIDI. F pour son apport à la finalisation de ce travail, par ses conseils, ses corrections et suggestions, et à Melle BEN YAHYA NAFISSA, MEDJBABRI AICHA et LAAZIZ WARDA pour leurs aide.

Ce travail à été réalisé au sien du laboratoire de la station d'épuration de KOLEA. Je vous remercier Mme NIA FATMA de m'avoir accueilli et pour l'intérêt qu'il a manifesté envers mon travail, au personnel du la station qui m'ont beaucoup aidé.

Je tiens à remercier Monsieur AMRI responsable du laboratoire central de station de traitement de l'eau potable de MAZAFRAN et monsieur ABD SLAMAIN .A chef service de laboratoire d'hygiène de TIPAZA.

Enfin, il me serait difficile d'omettre de remercier tous ceux qui ont contribué de prés ou de loin à ce travail. Qu'ils trouvent dans ses quelques lignes l'expression de mes sincères remerciements.

Dédicace

Tous d'abord, je veux remercier Dieu le tout puissant de m'avoir permis de réaliser ce modeste travail.

Je dédie ce travail en signe de respect et de reconnaissance :

A la lumière de ma vie, mes très chers parents lui en toujours été à mes côtés, qui m'ont soutenue et encouragé, et qui sans leur amour, leur compréhension et leur conseil je n'ai jamais pu atteindre mes objectifs.

« Ma mère, mon père je vous dis merci et que Dieu vous protège pour nous »

A tous les membres de ma famille.

A tous ce qui contribué de près et de loin à la réalisation de notre travail.

A tous mes amis de LMD promotion Master Restauration des écosystèmes aquatiques continentaux 2012.

A tous mes enseignants depuis le primaire jusqu'au l'université.

RESUME

Notre objectif principal est d'évaluer l'efficacité du traitement biologique à boues activées dans l'épuration des eaux résiduaires urbaines au sien de la ville de KOLEA. Pour cela, des prélèvements ont été effectués au niveau de la STEP de KOLEA font l'objet des analyses physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques des eaux brutes et épurées, ainsi qu'un contrôle de la boue activée.

Les résultats des analyses physico- chimiques montrent une conformité aux normes de rejets (OMS, 2006).

Concernant les analyses bactériologiques et parasitologiques, les résultats montrent une non-conformité aux normes de l'OMS (2006) des rejets dans le milieu réceptacle, c'est-à-dire l'eau d'oued Mazafran. Ceci pourrait être expliqué par l'impuissance de la STEP face à cette charge polluante élevée affluente qui augmente année en année grâce à l'augmentation de la population raccordée à cette station.

L'observation microscopique de la boue activée montre la présence d'une variété d'espèce : des protozoaires (Ciliés, Flagellés, Amibes) et les métazoaires signifiant le bon état de fonctionnement de bassin d'aération.

A la lumière de ces résultats, on peut déduire que l'épuration des eaux résiduaires urbaines par la STEP de KOLEA n'est pas efficace et insuffisante face à l'augmentation de la population.

Mots clés : épuration, boues activées, analyses physiques, analyses chimiques, analyses microbiologiques.

ABSTRACT

The goal of our study is to evaluate the effectiveness of treatment of domestic wastewater by biological activated sludge process at the treatment plant of KOLEA. Therefore, For this, samples were taken subject of physico-chemical analyzes, bacteriological and parasitological analyzes, as well as control of the activated sludge.

The results of physicochemical analyzes show compliance with discharge standards (WHO, 2006).

On bacteriological and parasitological tests, the results show non-compliance with WHO standards (2006) discharges into the receptacle areas, that is to say. This could be explained by the inability of the STEP address this affluent high pollutant load increases every year due to the increase of the population connected to the station.

Microscopic observation of the activated sludge showed the presence of a variety of species: protozoa (ciliates, flagellates, amoebae) and metazoans meaning good working of the aeration basin.

In the light of these results, we can conclude that the treatment of urban wastewater by the STEP KOLEA is not effective enough against the increase of the population.

Keywords: treatment, activated sludge, physical, chemical, microbiological analyzes.

ملخص

الهدف الرئيسي لهذه الدراسة هو تقييم فعالية المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي بعملية الأوحال المنشطة في محطة معالجة المياه المستعملة لمدينة القليعة ، وهذا عن طريق أخذ عينات والتي ستكون محل دراسة فيزيوكيميائية ، ميكروبيولوجية ، والطفيليات ، بالإضافة إلي مراقبة الأوحال المنشطة.

وقد أظهرت نتائج التحاليل الفيزيوكيميائية تطابقًا مع المعايير ، أما فيما يخص التحاليل الميكروبيولوجية و التحاليل الخاصة بالطفيليات فقد أظهرت النتائج عدم ملاءمتها للمعايير العالمية وذلك بسبب مجز المحطة أمام الكميات المتزايدة من الملوثات الواردة يوميا الناتجة عن زيادة السكان. وأظهرت الملاحظة المجرية للأوحال المنشطة أنّ حوض التهوية في حالة جيدة.

في ضوء هذه النتائج يمكن أن نستنتج أن معالجة مياه الصرف الصحي المنزلي في محطة تطهير المياه المستعملة لمدينة القليعة غير فعالة وتبقى غير كافية مقارنة مع الزيادة المتنامية للسكان .

كلمات الهمزة : المعالجة ، الأوحال المنشطة ، تحاليل فيزيائية ، تحاليل كيميائية ، تحاليل ميكروبيولوجية .

LISTE DES ABREVIATIONS

ASR : Anaérobies Sulfito-Réducteurs

BA : Boues Activées

CF : Coliformes Fécaux.

CT : Coliformes Totaux.

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

EB : Eaux Brutes.

ET : Eaux Traitées.

Gr : Grossissement

IM : Indice de MOHLMAN.

MES : matière en suspension.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

CE : Conductivité Electrique

STEP : Station D'épuration.

SF : Stréptocoques Fécaux

UFC : Unité Formant Colonie

WHO: World Health Organization

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau I. Milieu de réutilisation d'eau usée	5
Tableau II. Caractéristiques des eaux usées entrant quotidiennement dans la STEP de KOLEA	7
Tableau III. Rapport entre le coefficient K et le caractère de l'effluent	7
Tableau IV. Normes de rejets de l'OMS 2006 appliquées en Algérie	14
Tableau V. Normes de l'irrigation de l'OMS 2006 appliquées en Algérie.	14
Tableau VI. Les types d'analyses	15
Tableau VII. Le volume décanté de boue après une décantation de 30 minutes	33
Tableau VIII. Les résultats de l'indice de MOHLMAN	54
Tableau IX. Fréquence des espèces de la microfaune dans la boue activée	61
Tableau X : Résultats de corrélation entre les différents paramètres des eaux brutes et des eaux traitées au niveau de la station.	62
Tableau XI. Les volumes et les gammes de DBO5 (ANNEXE –III)	
Tableau XII. Résultats des analyses physico-chimiques (ANNEXES IV)	
Tableau XIII. Résultats des analyses microbiologiques (ANNEXES V)	
Tableau XIV. Résultats des analyses parasitologiques (ANNEXES VI)	
Tableau XV. Nombre d'œufs d'helminthes suivants les étapes de traitement (ANNEXES VI)	
Tableau XVI. Nombre des kystes de protozoaires suivants les étapes de traitement (ANNEXES VI)	
Tableau XVII. Normes de rejets de l'OMS 2006 appliquées en Algérie (ANNEXES VIII)	
Tableau XVIII. Normes microbiologiques (ANNEXES VIII)	

LISTE DES FIGURES

	Page
Fig.1 Plan de la situation géographique de la STEP KOLEA	6
Fig.2 Poste de relevage	8
Fig. 3 Dégrilleur	9
Fig.4 Dessableur	9
Fig.5 Bassins d'aérations	10
Fig.6 Décanteur secondaire	11
Fig.7 Sortie de l'eau épurée	11
Fig.8 Recirculation des boues	12
Fig.9 L'épaississeur	12
Fig.10 La déshydratation	13
Fig.11 Milieu de culture Colilert -18	23
Fig.12 Dénombrement des coliformes et <i>E. coli</i> par la méthode Colilert-18	24
Fig.13 Lecture des résultats à l'éclairage normal	24
Fig.14 Lecture des résultats à l'éclairage fluorescent	25
Fig.15 Milieu de culture <i>Enterolert – E</i>	25
Fig.16 Dénombrement des entérocoques par la méthode Enterolert-E	26
Fig.17 Lecture des résultats des entérocoques	26
Fig.18 Etapes de Méthode de Bailenger	32
Fig.19 Variation de la température suivant les étapes de traitement	35
Fig.20 Variation de pH suivant les étapes de traitement	36
Fig.21 Variation de la conductivité suivant les étapes de traitement	37
Fig.22 Variation de la matière en suspension suivant les étapes de traitement	37
Fig.23 Variation de DBO ₅ suivant les étapes de traitement.	38
Fig.24 Variation de DCO suivant les étapes de traitement.	40
Fig.25 Variation de l'azote total suivant les étapes de traitement	40
Fig.26 Variation de l'ammonium suivant les étapes de traitement.	41
Fig.27 Variation des nitrites suivant les étapes de traitement	42
Fig.28 Variation des nitrates suivant les étapes de traitement	42
Fig.29 Variation des phosphates suivant les étapes de traitement	44
Fig.30 Abattement du nombre des coliformes totaux après le traitement.	45
Fig.31 Abattement du nombre des coliformes fécaux après le traitement	46
Fig.32 Abattement du nombre des entérocoques après le traitement	47
Fig.33 Abattement du nombre des ASR après le traitement.	48
Fig.34 Les différents types de kystes des protozoaires et des œufs d'helminthes.	49
Fig.35 La répartition du kyste de protozoaires et les œufs d'helminthes dans les eaux brutes	50
Fig.36 Abattement du nombre d'œufs d'helminthes et de kystes de protozoaires après le traitement	51
Fig.37: Répartition des nématodes, cestodes et trématodes dans les eaux brutes.	51
Fig.38 : Répartition des nématodes, cestodes et trématodes dans les eaux traitées	52
Fig. 39: Différents types de parasites identifiés dans les eaux brutes et épurées	53

Fig.40	Test de décantation des boues de bassin d'aération	54
Fig.41	Les différents types de croissance bactérienne	55
Fig.42	Floc bactérien	55
Fig.43	Grande amibes	56
Fig.44	<i>Vorticelle a long pédoncule</i>	56
Fig.45	<i>Opercularia</i>	57
Fig.46	Nématodes	57
Fig.47	<i>Aspidica</i>	58
Fig.48	Flagellé	58
Fig.49	<i>Coleps sp</i>	59
Fig.50	<i>Rotaria sp</i>	59
Fig.51	Recherche des Entérocoques par filtration (ANNEXE-III)	
Fig.52	Recherche des ASR par filtration (ANNEXE-III)	
Fig.53	Recherche des salmonelles (ANNEXE-III)	
Fig.54	Recherche des vibrions cholériques (ANNEXE-III)	
Fig.55	Schéma récapitulatif pour le dosage des nitrates (ANNEXE-III)	
Fig.56	Schéma récapitulatif du mode opératoire pour la détermination de la DCO (ANNEXE-III)	
Fig.57	Schéma récapitulatif pour le dosage des nitrites (ANNEXE-III)	

Glossaire

- ***Abattement*** : on parle d'abattement des concentrations lorsqu'on compare leurs valeurs avant et après une étape de traitement de type filtration (**JARDE, 2002**).
- ***Adsorption*** : phénomène de surface par lequel des molécules de gaz ou de liquides se fixent sur les surfaces solides (**JARDE, 2002**).
- ***Dénitrification*** : respiration dissimulatrice des nitrates par des bactéries anaérobies facultatives. NO^{-3} est l'accepteur d'électrons d'une réaction conduisant à la production des composés gazeux NO , N_2O et N_2 (**AMIR, 2005**).
- ***Eutrophisation*** : enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et / ou de phosphore, provoquant un développement accéléré des algues qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question (**JARDE, 2002**).
- ***Kyste*** : forme de résistance que peuvent prendre certains microorganismes (**BONNARD, 2001**).
- ***Parasite*** : organisme animal ou végétal vivant aux dépens d'un autre (appelé hôte), lui portant préjudice, mais sans le détruire (**AMIR, 2005**).
- ***Boue*** : matières solides (ayant souvent une teneur élevée en eau) qui sont formées lorsque des eaux résiduaires sont immobiles de sorte que les solides plus denses précipitent (**ATTAB .2011**).

Remerciements	
Dédicace	
Résumé	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Glossaire	

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	01
-------------------	----

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Définition d'une eau usée.....	02
II. Les différentes origines des eaux usées.....	02
II.1. Les eaux usées domestiques	02
II.2. Les eaux usées industrielles	02
II.3. Les eaux usées urbaines.....	03
II.4. Les effluents agricoles	03
III. Les eaux usées entre le rejet et la réutilisation	03
III.1. Les principales voies de réutilisation.....	04
III.2. Les domaines de réutilisation des eaux usées.....	04
IV. Présentation de la station d'épuration de KOLEA.....	06
V. Filière de traitement.....	08
VI. Norme de rejet et d'irrigation appliquée en Algérie.....	13

ETUDE EXPERIMENTALE

I. Matériel et Méthodes.....	15
I.1. Matériel.....	15
I.2. Méthodes.....	15
I.2.1. Echantillonnage.....	15
I.2.2. Mode de prélèvement.....	15

I.2.3. analyses physico-chimiques.....	16
I.2.4. Analyses bactériologiques.....	22
I.2.5. Analyses parasitologiques.....	31
I.2.6. Contrôle de la boue activée.....	33
I.2.7. Analyses statistiques des résultats.....	34

RESULTATS ET DISCUSSION

I. Paramètres physico – chimiques	35
II. Paramètres microbiologiques.....	44
III. Parasitologie.....	48
IV- Contrôle de la boue activée	54
IV.1 Observation macroscopique.....	54
IV.2 Observation microscopique	55
V. Analyse statistiques des données.....	62

CONCLUSION.....	64
-----------------	----

Références bibliographiques

Annexes

INTRODUCTION

Avec le développement de l'urbanisation et de l'industrialisation, ainsi que l'évolution des modes de consommation, les rejets des eaux usées ont considérablement évolué en quantité et en qualité. Lorsque les eaux usées ne sont pas traitées, les cours d'eau sont dépassés dans leur capacité naturelle d'épuration et se retrouvent donc pollués (**LADJEL, 2001**).

Afin de préserver la santé humaine, les écosystèmes aquatiques et les usages sociaux économiques de l'eau, il est nécessaire de collecter et d'épurer efficacement les eaux usées. L'épuration biologique des eaux usées englobe les différents processus qui conduisent à l'élimination totale ou partielle de la pollution grâce à l'intervention de microorganismes (**LOUVET, 2010**).

Le traitement ou l'épuration des eaux usées est indispensable, ayant pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent, par conséquent elles devraient être dirigées vers des stations d'épurations dont le rôle est de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme d'un petit volume de résidus (boues), et de rejeter une eau épurée répondant à des normes bien précises (**ELSKENS, 1999**).

Dans un souci de protection de l'environnement et la santé publique, le pays ne cesse d'accroître ces efforts dans le domaine de l'assainissement et de traitement des eaux usées à travers la création et l'amélioration des stations d'épurations indépendamment de la réutilisation de cette ressource (**SEMIDE, 2005**).

Nous avons choisi d'étudier les eaux usées résiduaires urbaines qui affluent vers la STEP de KOLEA afin d'évaluer l'impact de déversement des eaux épurées dans l'oued Mazafran qui à son tour se déverse dans la mer méditerranée au niveau de la ville de ZERALDA. Les eaux de l'oued Mazafran servent à l'irrigation agricole ; d'où la nécessité d'évaluer l'efficacité de type de traitement utilisé au niveau de la station d'épuration de KOLEA.

Cette étude consiste à faire une reconnaissance de différentes étapes de traitement au sein de la station et à effectuer des prélèvements qui ont fait l'objet d'analyses au niveau de laboratoire de la station ainsi que laboratoire de centre Mazafran de traitement de l'eau potable, laboratoire d'hygiène de Tipaza et celui de PFE au niveau du département de biologie de l'université de Blida.

I. MATERIEL ET METHODES

I.1. Matériel

I.1.1. Matériel biologique

Le matériel biologique représenté par l'eau usée brute, l'eau usée épurée et la boue activée.

I.1.2. Matériel non biologique

Le matériel non biologique représenté par les appareillages, les réactifs, les solutions et les milieux de culture sont mentionnés en annexes I et II.

I.2. Méthodes

I.2.1. Echantillonnage

Cette étude s'est étalée sur une période allant de début de mois de Février jusqu'à 15 Mai 2013. Les prélèvements sont faits selon un calendrier spécifique à la station.

Nous avons choisi l'échantillonnage instantané dans le but d'avoir des échantillons homogènes et représentatifs du rejet sachant que la composition des effluents résiduels varie au cours de la journée.

I.2.2. Mode de prélèvement

Afin d'évaluer l'efficacité du traitement effectué dans la STEP de KOLEA, trois points de prélèvement ont été choisis à savoir :

- Un prélèvement de l'eau brute après l'étape de dégrillage ;
- Un prélèvement de l'eau épurée à la sortie de décanteur ;
- Un prélèvement au niveau des bassins d'aération afin d'apprécier la qualité des boues du point de vue biologique.

Tableau VI : Les types d'analyses

	Nombre de prélèvement	Laboratoire
Analyses physico –chimiques	16	- STEP de KOLEA - Centre Mazafran de traitement de l'eau potable
Analyses bactériologiques	11	- laboratoire d'hygiène de Tipaza - Centre Mazafran de traitement de l'eau potable
Analyses parasitologiques	04	- Laboratoire de PFE du département de biologie de l'Université Saad Dahleb- Blida

I.2.3. Analyses physico-chimiques

Les analyses physico – chimiques portent sur les paramètres suivants :

- La température ;
- Le potentiel d'Hydrogène (pH) ;
- La conductivité électrique ;
- les matières en suspension ;
- La demande biochimique en oxygène (DBO₅) ;
- La demande chimique en oxygène (DCO) ;
- Détermination de l'indice MOHLMAN ;
- L'azote total ;
- Les nitrites (NO₂⁻) ;
- Les nitrates (NO₃⁻) ;
- L'ammonium (NH₄⁺) ;
- les phosphates (PO₄³⁻).

I.2.3.1. Détermination du pH et la température

Selon **RODIER et al., (2005)**, Le pH est mesuré directement à l'aide d'une électrode de pH combinée. Il consiste à tremper l'électrode dans le bêcher de l'échantillon, laisser stabiliser un moment, puis noter le pH et la température.

I.2.3.2. Mesure de la conductivité

Pour la détermination de la conductivité, il est utilisé un conductivimètre multiéléments. Elle est déterminée après rinçage plusieurs fois de l'électrode, d'abord avec de l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner ; faire la mesure en prenant soin que l'électrode soit complètement immergée. Le résultat de conductivité est donné directement en $\mu\text{s}/\text{cm}$. (**RODIER et al., 2005**).

I.2.3.3. Dosage des matières en suspension (MES)

✓ *Eaux brutes*

○ **Méthode par centrifugation (NF T90 – 105 – 2)**

a) Mode opératoire

La séparation des MES de l'eau se fait par centrifugation. L'échantillon (100ml) est mis en rotation à grande vitesse (4500tr/min) pendant 15 minutes. L'application de la force centrifuge sur les particules solides permet de les rassembler dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce dernier sera récupéré dans un creuset (capsule) en porcelaine et mise à sécher à 105°C. Le résidu sec est ensuite pesé. Il correspond aux MES contenues dans l'échantillon.

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[\text{MES}] = (\text{M}_1 - \text{M}_0) \times 1000 / \text{V} \quad \text{en mg.l}^{-1}$$

M_0 : la masse en milligrammes du creuset en porcelaine vide.

M_1 : la masse en milligrammes du creuset et de son contenu après séchage à 105°C.

V : le volume en millilitre de la prise d'essai.

✓ **Eaux traitées**

○ **Méthode par filtration (ISO 11923)**

a) Mode opératoire

- Rincer le filtre à l'eau distillée et le sécher à l'étuve à 105 °C pendant 1 à 2 heures ;
- Laisser refroidir puis peser le filtre sec et noter son masse M_0 ;
- Placer le filtre sur le support de filtration, ensuite connecter l'appareille d'aspiration sous vide (pompe à vide) ;
- Verser progressivement l'échantillon sur le filtre jusqu'à ce que le dispositif soit vidé ;
- Retirer avec précaution le filtre, placer le filtre sur le support de séchage ensuite sécher le filtre dans l'étuve à 105°C pendant 1 à 2 heures ;
- Retirer le filtre de l'étuve, le laisser refroidir dans un dessiccateur ;
- Peser le filtre et noter son masse M_1

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[\text{MES}] = (\text{M}_1 - \text{M}_0) \times 1000 / \text{V} \quad \text{en mg.l}^{-1}$$

M_0 : la masse en milligrammes du filtre sec avant filtration ;

M_1 : la masse en milligrammes du filtre sec après filtration ;

V : le volume en millilitre de la prise d'essai.

I.2.3.4. Demande Chimique en Oxygène (DCO) (ISO 6060)

○ **Principe**

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène nécessaire pour obtenir une oxydation énergique des matières organiques et minérales présentes dans l'eau.

○ **Mode opératoire**

1. Mélanger le contenu pour avoir une solution homogène et pipeter 2.0 ml d'échantillon avec précaution ;
2. Fermer la cuve, nettoyer l'extérieur de celle-ci et mélanger ;
3. Chauffer dans le thermostat : 2 heures à 148°C ;
4. Sortir la cuve chaude et fait retourner 2 fois avec précaution ;

5. Laisser refroidir à température ambiante ;
6. Mesurer à l'aide d'un spectrophotomètre à 605nm.

Les résultats sont exprimés en milligrammes d'oxygène par litre.

I.2.3.5. Demande biochimique en Oxygène (DBO₅)

o Principe

La DBO₅ est la mesure de la quantité d'oxygène consommée par les bactéries pour l'oxydation des matières organiques biodégradables dans un échantillon d'eau, pendant 5 jours à une température de 20°C.

L'échantillon d'eau est placé dans chacun des six flacons bruns du DBO mètre connectés par leurs bouchons aux capteurs de pression de l'appareil. L'échantillon est continuellement agité par un barreau d'agitation magnétique pour le transfert de l'oxygène de l'air à l'échantillon. Cet oxygène est consommé par les bactéries, pendant la période de mesure pour oxydes les matières organiques. Les capteurs de pressions contrôlent la pression d'air dans les flacons d'échantillon. La variation de pression est convertie en mg/l de DBO lorsque la pression diminue dans les flacons.

Le gaz carbonique (CO₂) qui est produits par les micro-organismes est absorbé par l'Hydroxyde de Lithium (LiOH) placé dans la cupule.

o Mode opératoire

1. A l'aide d'une éprouvette, verser le volume d'échantillon qui correspond à la gamme de mesure adéquate (tableau N° IV des volumes) dans le flacon de l'appareil DBO Trak contenant un agitateur magnétique ;
2. Appliquer de la graisse sur le bord de chaque flacon et sur la lèvre de la cupule pour assurer l'étanchéité ;
3. Placer la cupule contenant environ 0.4g d'Hydroxyde de Lithium (LiOH) dans le goulot de chaque flacon ;
4. Placer les flacons sur l'appareil DBO Trak ;
5. Raccorder le tuyau approprié à chaque flacon et serrer soigneusement le bouchon. Chaque tuyau est étiqueté avec le n° de voie qui correspond à celui de panneau de commande ;
6. Placer l'appareil DBO Trak dans l'incubateur réglé à 20°C et mettre en marche l'appareil ;
7. Vérifier que les barreaux d'agitation sont en mouvement ;
8. Pour démarrer l'essai, presser le n° de voie de flacon ;
9. Presser la touche ON pour sélectionner la gamme de mesure ;

10. Presser et maintenir la touche ON pour démarrer l'essai.
11. Après cinq jours, lire les résultats de la DBO directement à l'affichage de l'appareil DBO Trak en pressant le n° de voie correspondant à chaque échantillon.
Les résultats sont exprimés en milligrammes d'oxygène par litre.

I.2.3.6. Indice de MOHLMAN (Office International De L'eau)

○ **Principe**

L'indice de MOHLMAN se définit comme le volume occupé après décantation de 30 minutes d'un échantillon de boues correspondant à 1mg de matières sèche (**RODIER et al., 2005**).

○ **Mode opératoire**

1. Introduire dans une éprouvette 1l de boues provenant du bassin d'aération, prélevé après 15 à 20 minutes de fonctionnement du système d'aération ;
2. Déterminer le volume (en ml) occupé par les boues après décantation d'une demi-heure ;
3. Déterminer par ailleurs la teneur en matières sèches d'un litre de boues à analyser (**RODIER et al., 2005**).

L'indice de MOHLMAN est représenté par rapport :

$$\mathbf{IM} = \frac{\mathbf{boues\ décantées\ en\ 30\ min\ (ml/l)}}{\mathbf{Masse\ de\ la\ matière\ sèche}}$$

I.2.3.7. Dosage de l'azote total (LCK 338)

○ **Principe**

L'azote de composition organique et inorganique s'oxyde en présence de peroxydisulfate et se transforme donc en nitrate. Les ions nitrates réagissent dans une solution d'acide sulfurique et phosphatique avec du diméthylphénol-2,6 en formant du nitrophénol. Pour la détermination de l'azote total, on utilise des tests en cuve LCK 338.

○ **Mode opératoire**

1. Pipeter 0.2ml d'échantillon ;
2. Ajouter 2.3ml de la solution A et un pastis de B. Fermer immédiatement ;
3. Faire chouffer le tube d'essai à 100°C pendant 60 minutes dans un thermostat ;
4. Laisser refroidir le tube pendant 15 minutes jusqu'à atteindre une température de 20°C ;

5. Ajouter un micro cap C et bien mélanger le tube à essai jusqu'à ce que le lyophilisat se soit complètement dissous ;
 6. Pipeter 0.5ml dans la cuve à code barre, et 0.2 ml de solution D. Fermer immédiatement la cuve et mélanger le contenu en le retournant plusieurs fois de suite jusqu'à qu'aucune dépôt ou agrégat ne soit observable ;
 7. Laisser reposer la cuve à code barre pendant 15 minutes, bien nettoyer l'extérieur de la cuve ;
 8. Insérer la cuve dans le spectrophotomètre DR 2800 à la longueur d'onde 345nm en appuyant sur le menu : programmes à code barre.
- La concentration en azote totale est exprimée en milligrammes par litres (mg/l).

I.2. 3.8. Dosage de nitrate (LCK 339)

- **Principe**

Dans une solution d'acide sulfurique et phosphorique, les ions nitrate réagissent avec le 2,6 – diméthylphénol pour donner du 4-nitro-2,6-diméthylphénol. Pour la détermination de nitrate, on utilise des tests en cuve LCK 339.

- **Mode opératoire**

1. Pipeter 1ml d'échantillon dans la cuve à code barre ;
 2. Ajouter 0.2ml de la solution A (LCK339) ;
 3. Fermer la cuve et mélanger le contenu en le retournant plusieurs fois de suite jusqu'à ce que le mélange soit complet ;
 4. Laisser reposer la cuve pendant 15 minutes ;
 5. Insérer la cuve dans le spectrophotomètre DR 2800 après avoir nettoyer son extérieur en appuyant sur le menu code barre
- La concentration en nitrate est exprimée en milligrammes par litres (mg/l)

I.2.3.9. Dosage de nitrite (LCK 341)

Les nitrites réagissent en solution acide avec les amines primaires et aromatiques pour donner des sels de diazonium. Ceux-ci forment avec des composés aromatiques, contenant un amino-groupe ou un hydroxyde, un colorant azoïque de couleur intense.

Pour la détermination de nitrate, on utilise des tests en cuve LCK 341.

- **Mode opératoire**

1. Enlever délicatement la feuille de protection de la cuve détachable ;

2. Dévisser la cuve, et pipeter 0.2ml d'échantillon ;
 3. Visser immédiatement la cuve en dirigeant le cannelage vers le haut ;
 4. Secouer énergiquement, attendre 10 minutes et mélanger de nouveau ;
 5. bien nettoyer l'extérieur de la cuve et mesurer ;
 6. Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde 345nm.
- La concentration en nitrite est exprimée en milligrammes par litres (mg/l).

I.2.3.10. Dosage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) (ISO 7150 /1)

○ **Principe**

Mesure spectrométrique (spectrophotomètre UV/ Visible HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 655nm du composé vert formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium.

○ **Mode opératoire**

Prendre 40 ml d'eau à analyser, ajouter dans l'ordre :

- ml de réactif coloré homogénéisé ;
- ml de réactif de Dichloroisocyanurate de sodium et homogénéiser.

Après au moins de 60 minutes, attendre le développement de la couleur. Effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 655nm.

- Le résultat est donné directement en en milligrammes par litres (mg/l).

I.2.3.11. Dosage des orthophosphates (Po_4^{3-}) (NF EN ISO15681-2)

○ **Principe**

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'adsorption, l'une vers 700nm et l'autre plus importante à 880nm.

○ **Mode opératoire**

1. Prendre 40 ml d'eau à analyser ;
 2. Ajouter 1ml acide ascorbique à 10% ;
 3. Ajouter 2 ml du réactif mixte ;
 4. Attendre 10 minutes pour le développement de la couleur bleu ;
 5. Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 880nm.
- Le résultat est exprimé en milligrammes par litres (mg/l).

I.2.4. Analyses bactériologique

I.2.4.1. Objectif

L'objectif des analyses bactériologiques n'est pas de faire un dénombrement de toutes les espèces présentes dans les eaux usées mais le but est de :

- Rechercher et dénombrer les bactéries indicatrices de contamination fécale ;
- Rechercher certaines bactéries pathogènes ;
- Apprécier la qualité bactériologique des eaux usées et des eaux épurées de la station d'épuration de KOLEA, pour pouvoir estimer l'efficacité du traitement adopté dans la réduction de la charge microbienne, ainsi que le rendement épuratoire du traitement.

I.2.4.2. Préparation des dilutions

- Prendre une série de flacons stériles contenant 225ml d'eau distillée stérile ;
- Ajouter dans le premier flacon 25ml de l'échantillon à analyser, fermer et agiter le flacon ; la suspension alors obtenue est de 10^{-1} ;
- De la même façon prélever 25ml de la dilution 10^{-1} et transférer dans le deuxième flacon afin d'obtenir la dilution 10^{-2} ;
- Répéter la même procédure jusqu'à atteindre la dilution idéale.

I.2.4.3. Recherche et dénombrement des germes témoignant d'une pollution fécale

a) Recherche des coliformes

• Méthode colilert-18

La méthode alternative colilert-18 avec Quanti-Tray est une méthode colorimétrique qui appelle à la technologie Defined Substrate Technology brevetée d>IDEXX (Laboratoire Américain), et a pour rôle de détecter les bactéries à travers l'effet que produisent leurs enzymes constitutives sur des substrats spécifiques, marqués de manière chromogénique et fluorescente. Colilert détecte les coliformes et les *E. Coli* à travers l'activité des enzymes beta-D- galactosidase et beta-D-glucuronidase respectivement, qui sont en général considérées comme les premières caractéristiques de ces organismes. Colilert -18 contient un substrat spécifique pour chacune de ces enzymes.

Le droit d'usage de la marque AFNOR Validation est accordé à la méthode Colilert-18 pour le dénombrement des *E. Coli* et des coliformes dans l'eau le 06 Novembre 2009, (AFNOR 2009). Elle est appliquée en Algérie par SEAAL à compter du 10 Décembre 2009.

○ Principe

Le milieu de culture colilert (Fig.11) contient de l'ONPG (ortho-nitrophényl- β -D-galactopyranoside) et du MUG (4-méthyl-umbélliféryl- β -D-glucuronide).

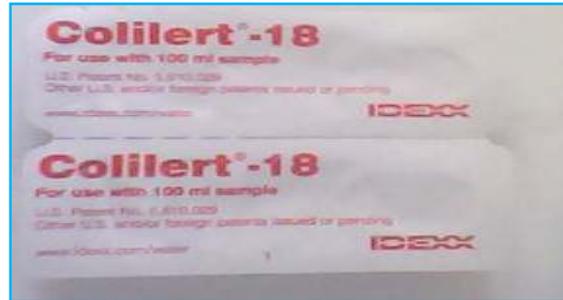


Fig.11 : Milieu de culture *Colilert -18* (photo originale)

Lorsque des coliformes totaux sont présents dans l'échantillon, l'ONPG est utilisé par l'enzyme β -D-galactosidase, une enzyme spécifique au groupe des coliformes totaux. L'utilisation de l'ONPG provoque l'apparition d'une coloration jaune dans le milieu de culture. Lorsque *E. coli* est présent dans l'échantillon, le MUG est utilisé par l'enzyme β -D-glucuronidase, une enzyme spécifique à *E. coli*. L'utilisation du MUG amène une fluorescence bleue dans le milieu de culture lorsque ce dernier est éclairé avec une lumière fluorescente d'une longueur d'onde de 366 nm. Certaines bactéries qui ne sont pas des coliformes totaux ou *E. coli* peuvent aussi utiliser l'ONPG ou le MUG, mais le milieu Colilert® contient des inhibiteurs qui empêchent leur croissance (AFNOR, 2009).

○ Mode opératoire

1. Prélever une dose de réactif en déchirant la plaquette avec précaution ;
2. Ajouter le réactif à l'échantillon de 100 ml placée dans un récipient stérile, transparent et non fluorescent ;
3. Fermer le récipient et agiter pour dissoudre le réactif ;
4. Verser le mélange dans un plateau Quanti-Tray ;
5. Placer le Quanti-Tray rempli avec l'échantillon sur la garniture de caoutchouc du Quanti-Tray Sealer avec la face correspondante aux puits (plastique) du Quanti-Tray dirigée vers le bas. Sceller hermétiquement selon les instructions du Quanti-Tray Sealer et placer dans une étuve à 35°C pendant 18 heures à 22 heures (AFNOR 2009).



a) L'ajout de réactif.



b) Remplir le Quanti-Tray.



c) Placer le Quanti-Tray rempli avec l'échantillon sur la garniture de caoutchouc



d) Sceller le Quanti-Tray

Fig.12 : Dénombrement des coliformes et *E. coli* par la méthode Colilert-18 (Photos originales).

○ **Lecture et interprétation**

Sont considérés comme positifs, les puits présentant :

➤ Avec un éclairage normal (Fig.13) :

- Une coloration égale ou plus jaune que le comparateur indique la présence de coliformes totaux dans l'échantillon.
- L'absence de coloration jaune ou une coloration moins jaune que le comparateur indique l'absence de coliformes totaux et d'*Escherichia .coli* dans l'échantillon.

Puits positifs



Puits négatifs



a) Echantillon après incubation

b) comparateur

Fig.13 : Lecture des résultats à l'éclairage normal (photos originales).

➤ Avec un éclairage fluorescent (**Fig.14**) :

- Une coloration jaune et une fluorescence égale ou supérieure à celle du comparateur indique la présence d'*E. coli* dans l'échantillon.

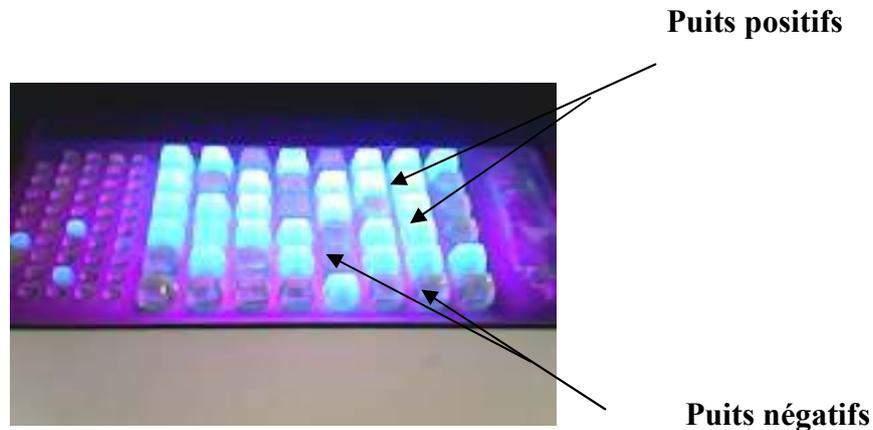


Fig.14: Lecture des résultats à l'éclairage fluorescent (photo originale).

La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table du NPP IDEXX (Annexes III) en tenant compte le nombre des puits positifs (**AFNOR 2009**).

b) Recherche des entérocoques

• Méthode de recherche Enterolert – E

La méthode Enterolert – E permet la détection des entérocoques intestinaux, en 24 heures, d'une manière quantitative.

○ Principe

Le réactif d'Enterolert (Fig.15) est employé pour la détection des entérocoques dans l'eau. Enterolert emploie le 4- méthyl-umbélliféryl- β -D-glucoside comme aliment –nutriment indicateur définit de substrat. Ce composé, une fois hydrolysé par l'entérocoque β -glucosidase, libère le 4- méthyl-umbélliférone qui montre la fluorescence sous une lampe d'UV 365nm. Après 24 heures d'incubation à 41°C, si l'entérocoque est présent le réactif devrait montrer la fluorescence une fois exposée (365-366 nanomètre) à une lampe UV.

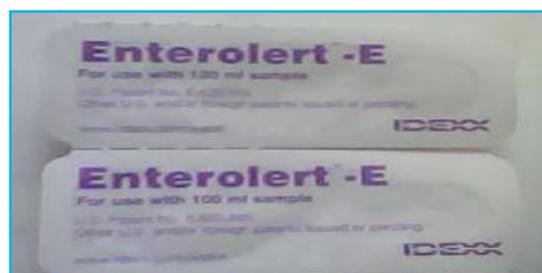


Fig.15 : Milieu de culture *Enterolert – E* (photo originale)

○ **Mode opératoire**

1. Prélever une dose de réactif en déchirant la plaquette avec précaution ;
2. Ajouter le réactif à l'échantillon de 100 ml placée dans un récipient stérile, transparent et nom fluorescent ;
3. Fermer le récipient et agiter pour dissoudre le réactif ;
4. Verser le mélange dans un plateau Quanti-Tray ;
5. Placer le Quanti-Tray rempli avec l'échantillon sur la garniture de caoutchouc du Quanti-Tray Sealer avec la face correspondante aux puits (plastique) du Quanti-Tray dirigée vers le bas. Sceller hermétiquement selon les instructions du Quanti-Tray Sealer et placer dans une étuve à 44°C pendant 18 heures à 22 heures (ANONYME2, 2009).



a) L'ajout de réactif



b) Remplir le Quanti-Tray



c) Sceller le Quanti-Tray

Fig. 16: Dénombrement des entérocoques par la méthode Enterolert-E

○ **Lecture et interprétation**

Sont considérés comme positifs, les puits présentant (Fig.20) :

- Une fluorescence égale ou plus jaune que le comparateur indique la présence des entérocoques dans l'échantillon.
- L'absence de fluorescence ou moindre que le comparateur indique l'absence des entérocoques dans l'échantillon.

Puits négatifs

Puits positifs



Fig. 17: Lecture des résultats des entérocoques (photo originale).

La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table du NPP IDEXX (Annexes III) en tenant compte le nombre des puits positifs (AFNOR 2009).

- **Stréptométrie par filtration (NA 766 EN ISO 7899-2)**

Les entérocoques intestinaux sont des hôtes de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Ce sont des bactéries en forme cocci ou ovoïdes, à Gram positif, capable de se développer en 24 à 48 heures à 37 °C sur un milieu sélectif de l'azoture de sodium (*SLANETZ et BERTLEY*), réduit le chlorure de 2,3,5- triphenyl-tétrazolium (*TTC*) en formosan en donnant des colonies caractéristiques de couleur rose, rouge. Ces bactéries de plus hydrolysent l'esculine à 44°C pendant 2 heures.

La Stréptométrie par filtration est une méthode rapide, simple mais nécessitant la disponibilité d'une rampe de filtration.

- **Mode opératoire**

1. Stériliser un entonnoir à l'aide d'un bec bunsen ;
2. Le refroidir soit avec l'eau distillée stérile ou bien avec l'eau à analyser ;
3. Mettre en place de façon aseptique un filtre de 0.45 µm entre la membrane poreuse et l'entonnoir à l'aide d'une pince stérile et fixer ce dernier avec la pince stérile
4. Remplir de façon aseptique l'entonnoir avec 100ml d'eau à analyser ;
5. Actionner la pompe à vide pour permettre le passage de l'eau à travers le filtre ;
6. Retirer ensuite le filtre à l'aide d'une pince stérile et la placer dans une boîte de Pétri de 0.45mm de diamètre contenant de la gélose *SLANETZ et BERTLEY* avec *TTC* ;
7. Mettre la boîte de pétri dans l'incubateur à $44 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 44 ± 4 heures.

- **Lecture et interprétation**

- Après incubation, les entérocoques intestinaux typiques donnent des colonies bombées de taille moyenne, rose ou rouge ;
- Si des colonies typiques se présentent sur le filtre, transférer le filtre au moyen d'une pince stérile, sans retournement sur la boîte de pétri contenant la gélose *B.E.A* qui a été préchauffée au préalable à 44°C ;
- Faire incuber à $44 \pm 0.5^\circ\text{C}$ pendant 2 heures, retirer la boîte de pétri et compter les colonies entourées d'un halo noir indiquant l'esculine plus.
- Le nombre des colonies trouvées sera exprimé dans 100 ml d'eau à analyser.

c) Recherche et dénombrement des Spores d'Anaérobies Sulfito-Réducteurs ou ASR par filtration sur membrane (NF EN 26461-2, ISO 6461-2)

Les microorganismes anaérobies sulfito- réducteurs formant des spores de genre *Clostridium*. Ce sont des bacilles à gram positif, se développent en 24 à 48 heures sur une gélose Viande Foie et donnent des colonies typiques réduisant le sulfite de sodium (Na_2SO_3) qui se trouve dans le milieu en sulfure qui en présence de Fe^{2+} précipite sous forme sulfure de fer de couleur noir.

○ **Mode opératoire**

1. Avant de procéder à l'essai, l'échantillon à analyser doit être chauffée dans un bain marie à 80°C pendant 15 minutes, le but est de détruire toutes les formes végétatives des ASR éventuellement présentes ;
2. Refroidir immédiatement sous l'eau de robinet jusqu'à température ambiante ;
3. Filtration de 100 ml sur une membrane de $0.22 \mu\text{m}$;
4. Après filtration, enlever la membrane avec une pince stérile et la placer, face supérieur tourné vers le bas dans le font d'une boîte de pétri en s'assurant qu'il ne reste pas de bulles d'air sous la membrane ;
5. Ensuite verser soigneusement le milieu de culture liquéfié avec additifs jusqu'au rebord de la boîte de pétri ;
6. Incuber à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 22 ± 2 h (1^{ère} lecture) et 44 ± 4 h (2^{ème} lecture).

○ **Lecture et interprétation**

- Une première lecture (dénombrement des colonies) après 22 ± 2 h d'incubation doit être impérativement faite, pour éviter un développement important de bactéries. En effet, en présence de nombreuses colonies, une diffusion des halos peut conduire à une coloration noire uniforme de la membrane, rendant le dénombrement impossible en 48 h.
- Toute colonie noire entourée d'un halo noire est considérée comme résultant d'une spore de bactérie anaérobie sulfito-réductrice.
- Le nombre des colonies trouvées sera exprimé dans 100 ml d'eau à analyser.

I.2.4.4. Recherche et dénombrement des germes pathogènes

a) Recherche des salmonelles

o Mode opératoire

➤ Jour 1 : Pré-enrichissement.

Le pré-enrichissement s'effectue sur le milieu de Sélénite-Cystéine D/C (SFB I) réparti à raison de 100ml par flacon. Ce dernier sera doncensemencé à l'aide de 100ml d'eau à analyser puis incubé à 37°C pendant 18 à 24 heures.

➤ Jour 2 : Premier enrichissement et Isolement.

Ce flacon fera l'objet :

- D'une part, d'un premier enrichissement sur milieu Sélénite en tubes (SFB II) à raison de 1ml ;
- D'autre part, d'un isolement sur gélose Hektoen (HI). L'incubation se fait à 37°C pendant 18 à 24 heures.

➤ Jour 3 : Deuxième enrichissement et Isolement.

- D'une part, le tube de Sélénite (SFB II) fera l'objet d'un isolement sur gélose Hektoen (H II) ;
- D'autre part, prendre 1ml de tube de Sélénite (SFB II) et l'introduire dans un tube Sélénite (SFB III), puis incubé à 37°C pendant 24 heures.

➤ Jour 4 : Isolement.

Le tube de Sélénite (SFB III) fera l'objet d'un isolement sur gélose Hektoen (H III), puis incubé à 37°C pendant 24 heures.

o Lecture des boîtes et Identification

Les boîtes de gélose Hektoen subiront une lecture en tenant compte de fait que les salmonelles se présentent le plus souvent sous forme de colonies à la couleur grises bleues, vertes bleues avec ou sans un centre noire d'une taille très petite ; par la suite ces dernières subiront une identification biochimique.

b) Recherche du vibron cholérique

Les *vibrionaceae* se présentent sous forme de Bacilles Gram Négatifs(BGN) droite ou incurvée très mobiles possédant une oxydase, aéro-anaérobies facultatifs fermentant le glucose sans production de gaz ni H₂S.

○ **Mode opératoire**

➤ Jour 1 : Pré-enrichissement.

Le pré-enrichissement s'effectue sur le milieu Eau Peptonée Alcaline (EPA I) 10 fois concentré réparti moment de prélèvement. Ce dernier sera par la suite incubé à 37°C pendant 18 à 24 heures.

➤ Jour 2 : Premier enrichissement et Isolement

Ce flacon fera l'objet :

- D'une part, d'un Premier enrichissement sur milieu EPA II en tube à raison de 1ml ;
- D'autre part, d'un isolement sur gélose GNAB I.

L'incubation se fait à 37°C pendant 18 à 24 heures.

➤ Jour 3 : Deuxième enrichissement et Isolement.

- D'une part, le tube d'EPA II fera l'objet d'un isolement sur GNAB II ;
- D'autre part, prendre 1ml de tube d'EPA II et l'introduire dans un tube d'EPA III, puis incubé à 37°C pendant 24 heures.

➤ Jour 4 : Isolement.

Le tube EPA III fera l'objet d'un isolement sur gélose GNAB III.

○ **Lecture des boîtes et Identification**

Les boîtes de gélose GNAB I subiront une lecture en tenant compte du fait que les vibrions se présentent le plus souvent sous forme de grosses colonies lisses et transparentes caractéristiques par la suite ces dernières subiront une identification biochimique.

I.2.5. Analyses parasitologiques (Méthode de Bailenger modifiée, (OMS, 1997))

○ **Principe**

La méthode donne d'excellents résultats avec des eaux résiduaires brutes. En revanche, quand les eaux usées ont été traitées, il faut porter le volume de l'échantillon à 10 litres au moins pour obtenir un bon taux d'extraction des œufs, car ils sont alors beaucoup moins nombreux.

○ **Mode opératoire**

1. Recueillir un échantillon d'eaux résiduaires de volume connu , et laisser décanter pendant 1-2 heures, selon la dimension du récipient. Il est recommandé d'utiliser un récipient cylindrique ouvert à son sommet, car cela facilite l'élimination du surnageant (Fig.18 : A) ;
2. Eliminer 90% du surnageant avec une pompe aspirante ou une pompe à main (siphon) (Fig.18 : B) ;
3. Transvaser soigneusement le sédiment dans un ou plusieurs tubes à centrifuger, selon le volume, et centrifuger à 1000 g (force centrifuge relative) pendant 15 minutes (Fig.18 : C et D) ;
4. Eliminer le surnageant. Si l'on a utilisé à l'étape précédente plusieurs tubes à centrifuger, réunir tous les culots dans un seul tube et recentrifuger à 1000 g pendant 15 minutes (Fig.18 : E et F) ;
5. Mettre le culot de centrifugation en suspension dans son volume de tampon acétoacétique à pH 4,5 (autrement dit, si le volume du culot est de 2 ml, ajouter 2 ml de tampon). Toutefois, si le culot a un volume inférieur à 2 ml, compléter à 4 ml avec le tampon (Fig.18 : G et H) ;
6. Ajouter deux volumes d'acétate d'éthyle ou d'éther et mélanger soigneusement la solution au moyen d'un agitateur vibrant type Vortex (Fig.18 : I) ;
Centrifuger à 1000 g pendant 15 min. L'échantillon comporte alors trois phases distinctes. Tous les débris lourds de nature non grasseuse, notamment les œufs et larves d'helminthes et les protozoaires, sont rassemblés dans la couche inférieure. Au dessus se trouve le tampon, qui doit être clair. Les matières grasses et autres ont migré dans l'acétate d'éthyle ou l'éther et forment un bouchon épais de couleur foncée au sommet de l'échantillon (Fig.18 : J et K) ;
7. Noter le volume du culot de centrifugation contenant les œufs, puis éliminer le reste du surnageant en une seule fois en inclinant le tube avec précaution. Il faut parfois commencer par détacher le bouchon grasseux de la paroi du tube à centrifuger avec une aiguille fine ;
8. Remettre le culot en suspension dans 5 fois son volume de solution de sulfate de zinc (par exemple, pour un culot de 1 ml, ajouter 5 ml de ZnSO₄). Noter le volume du produit final (X ml). Mélanger soigneusement, de préférence à l'aide d'un agitateur vibrant, type Vortex. A noter qu'il faut au moins 1,5 ml à répartir sur trois lames soit 0.5ml par lame (Fig.18 : L) ;

MATERIEL ET METHODES

9. Prélever rapidement une fraction avec une pipette et la déposer sur une lame en vue de l'examen final (Fig.18 : M) ;
10. Laisser reposer la lame remplie sur une surface plane pendant 5 min avant de l'examiner. Cela laisse le temps à tous les œufs de venir flotter à la surface ;
11. Placer la lame sur la platine d'un microscope et l'examiner au grossissement 10x ou 40x. Compter tous les œufs visibles. Pour plus de précision, répéter la numération dans deux lames, ou de préférence trois, et noter le nombre moyen trouvé (Fig.18 : N) ;
12. Calculer le nombre d'œufs par litre à l'aide de la formule ci-dessous:

$$N = AX/PV$$

Où:

N = nombre d'œufs par litre d'échantillon

A = nombre d'œufs comptés sur la lame ou moyenne des nombres trouvés dans deux ou trois lames

X = volume du produit final (ml)

P = Contenance de la lame (0,5ml)

V = volume de l'échantillon initial (litres)

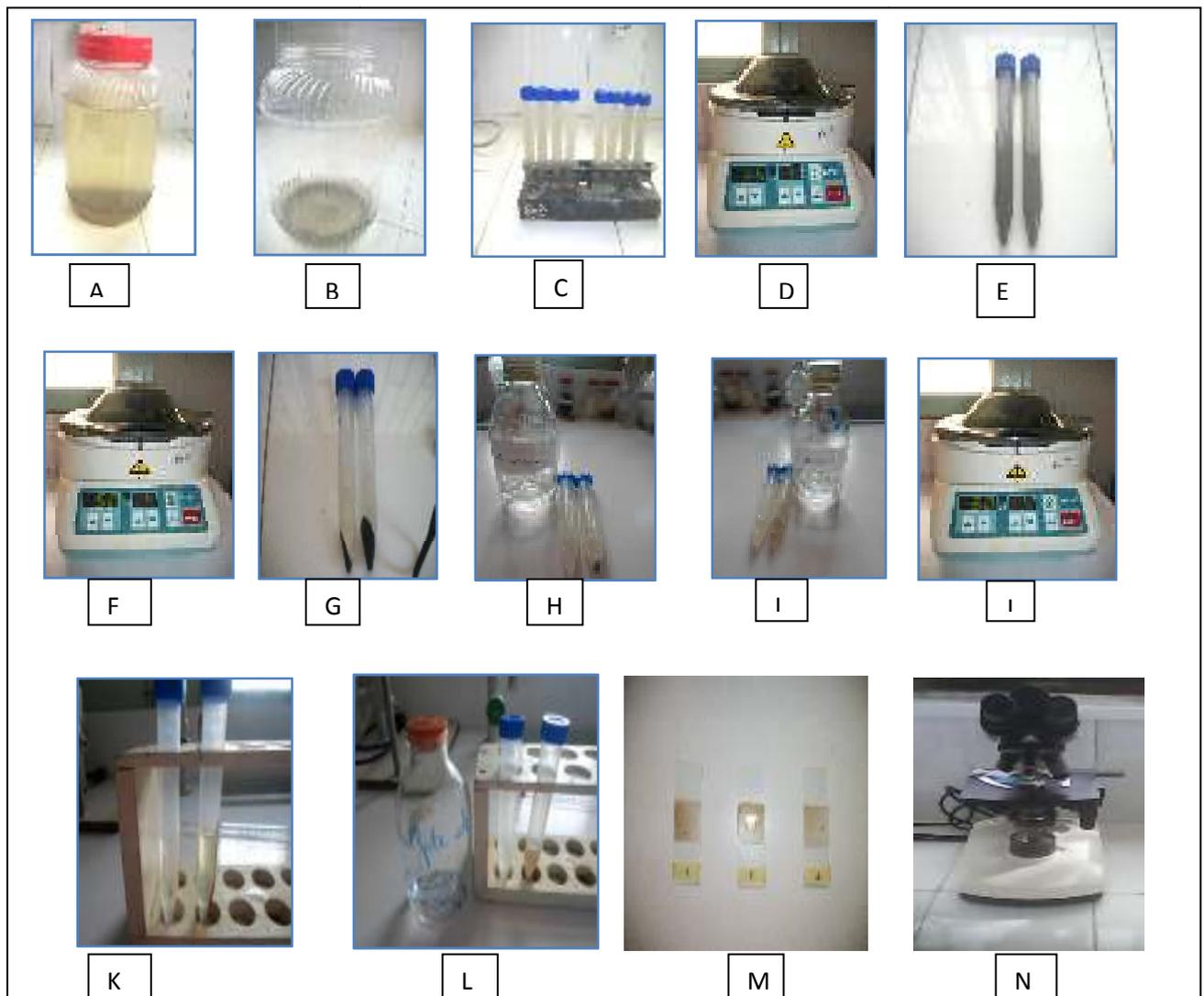


Fig.18 : Etapes de Méthode de Baileger (photos originales)

I.2.6 Contrôle de la boue activée

○ Principe

Le contrôle macro et microscopique de la boue activée fournit un élément de diagnostic du fonctionnement des bassins d'aération et la qualité de traitement.

○ Observation macroscopique

L'odeur, la couleur de la boue prélevé brute et décantée ainsi que l'indice de MOHLMAN nous informe sur la qualité du la boue.

a) Echantillon brut

♦ Couleur

Une boue prélevée sur une station bien aérée, de type boue activée en aération prolongée traitant des effluents domestiques est de couleur marron à grise.

♦ Odeur

L'odeur permet de confirmer l'état d'aération ; en général, l'intensité de l'odeur est inversement corrélée avec le degré d'aération de la boue ;

b) Après décantation

♦ Quantité de boue

S'effectue en première approche par le volume décanté de boue après une décantation de 30 minutes en éprouvette d'un litre (**Tableau VII**).

Tableau VII: Le volume décanté de boue après une décantation de 30 minutes

Volume décanté	Interprétation
inférieur à 100 ml	- Quantité de boue insuffisante de l'installation
compris entre 250 et 750 ml	- Quantité de boue satisfaisante ;
supérieur à 750 ml	- soit difficulté de décantation ou bien concentration des boues très importante.

♦ Qualité du surnageant

D'une manière générale, un surnageant limpide est signe d'un bon traitement.

♦ Aspect de floc

Selon **CANLER (1999)**, on peut observer soit :

- Grains très petits et dispersés ou gros grains → Epuration plus ou moins satisfaisante ;
- Flocs 5 à 10mm de diamètre → Situation normale ;
- Flocs duveteux, mal défini → Dysfonctionnement biologique

○ **Observation microscopique**

Observation microscopique permet l'analyse des différentes composantes de la boue : Liquide interstitiel, compartiment bactérien (floc bactérien) et microfaune (CANLER ,2004).

• **Mode opératoire**

1. Déposer sur une lame une goutte de la suspension bactérienne (BA) ; si celle-ci est trop concentrée la diluée préalablement avec de l'eau de sortie ou de robinet et inversement si la concentration est faible, laisser la boue décantée ;
2. Puis étaler la goutte à l'aide d'une lamelle en la déposant de manière à éliminer les bulles d'air ;
3. Identifier les différents micro-organismes ; l'observation se fait sur des prélèvements frais, sous une loupe binoculaire en lumière directe ou grandissement :
 - ♦ **Gr de 10X** : vue générale, appréciation grossières des espèces présentes et dominantes ;
 - ♦ **Gr de 40 X** : détermination des protozoaires et métazoaire, et la recherche des espèces rares et / ou petites.

I.2.7 Analyses statistiques des résultats

Les tests de corrélations entre les différents variables ont été effectués à l'aide du logiciel **SPSS version 18.0**, La corrélation mesure la relation entre deux variables ou plus. Le coefficient de corrélation utilisé est le coefficient r de Bravais Pearson, également appelé coefficient de corrélation linéaire.

Le coefficient de corrélation linéaire est une normalisation de la covariance par le produit des écarts- type des variables.

$$r_{xy} = \frac{COV(x,y)}{\sigma_x \sigma_y}$$

Les coefficients de corrélation sont compris dans l'intervalle -1,00 à +1,00. Les valeurs -1,00 et +1,00 représentent une parfaite corrélation négative ou positive et la valeur 0,00 représente une absence de corrélation ou l'indépendance entre les variables.

- **ABOULKACEM, A. CHALAOUI, A. SOULAYMANI, A. RHAZI-FILALI, F.et**
- **AFNOR. 1994.** Qualité de l'eau. Association Française de la Normalisation. 861p.
- **AMIR, S. 2005.** Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage : Devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. Thèse de Doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse. 309p.
- **AKIN, E. SALEM, A. SCHWARTZBORD.SHUVAL, H.I. YANEZ, F.1989.** L'utilisation des eaux usées en agriculture recommandation à visées sanitaires. *Organisation Mondiale de la Santé*. Genève .84p.
- **ATTAB, S.2011.** Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud berkaoui par l'utilisation d'un filtre a sable local. Mémoire de Magister. Université Kasdi Merbah-Ouargla.152p.
- **AUBRY, G. 2003.** Enlèvement de l'azote des eaux usées par un procédé à culture fixée immergée. Mémoire présenté à la faculté des études supérieures de l'université Laval pour l'obtention du grade de maîtres sciences (m.sc.) .université Laval Québec.161p.
- **AUDIC, J-M. 1990.** Evolution des technologies d'élimination des microorganismes. In IFREMER acte de colloque. Paris. 148p.
- **AUSSEL, H. LEBACLE, I. DOMIER, G. 2004.** Le point de connaissance sur le traitement des eaux usées. Revue : travail et sécurité, *INRS* (Institut National de Recherche et de Sécurité). 4p.
- **BARNICH, L. BELLEFROID, M. DELNOY, M. HAENEN, V. 2003.** Le permis d'environnement expliqué. Belgique : la Chambre de Commerce et d'Industrie .397p.
- **BAUDOT, B. PERERA, P. 2001.** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptées aux petites et moyennes collectivités. Office des publications officielles des communautés européennes, Luxembourg. France. 44p.
- **BAUMONT, S. CAMARD, J-F. LEFRANC, A. et FRANCONI, A.2005.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. ORS (Observatoire régional de santé d'Ile-de-France). Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France . 222p.
- **BECHAC, J.C. BOUTIN, P. MERCIER, B et NUER, P. 1984.** Traitement des eaux usées. Paris : Eyrolles. 281p.

- **BELAID, N. 2010.** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre d'El Hajeb-Sfax : salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de Doctorat. Université de Sfax. pp 1-39.
- **BENTO, A-P. PHILIPPI, L-S. SEZERINO, P-H. REGINATTO, V. et LAPOLLI, F-R. 2005.** Microfauna characterization in activated sludge waste water treatment plant : an instrument of assessment and control of process : ARTIGO THECHNICO. pp : 329-338.
- **BLIEFERT, C. et PERRAUD, R. 2001.** Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. Edition De Boek Diffusion. 477p.
- **BLOK, J-C. 1982.** Elimination des microorganismes au cours de traitement des eaux usées urbaines : point sur l'épuration et le traitement des effluents eau-air. Tome : 1, coordination par : GYM. M. Paris : Lavoisier technique et documentation. 217p.
- **BONNARD, R. 2001.** Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, rapport final. 70p.
- **BOUHOUM, K.1996.** Etude épidémiologique des helminthiases intestinales chez les enfants de la zone d'épandage des eaux usées de Marrakech/ Devenir des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes dans les différents systèmes extensifs de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat. Faculté des sciences de Marrakech.227.
- **BOUHOUM, K. AMAHMID, O. HABBARI, K. ET SCHWARTZBROD, J. 1997.** Devenir des œufs d'helminthes et des kystes de protozoaires dans un canal à ciel ouvert alimenté par les eaux usées de Marrakech. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2. pp 217-232.
- **CANLER, J.P.1999.** Aide au diagnostic des stations d'épuration par observation microscopique des boues activées. Paris : Cemagref. 155p.
- **CANLER, J.P.2004.** Dysfonctionnements biologiques des stations d'épurations : origines et solutions. FNDAE N°33 Document Technique : Cemagref Edition. 107p.
- **CARDOT, C.1999.** Génie de l'environnement : les traitements de l'eau. Paris : Ellipses.247p.
- **CHOCAT, B. 1997.** Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Edition Techniques et documentation. Paris. p1124.
- **CHACHUAT, E. ROCHE, N et LATIFI, M-A.2007.** Nouvelle approche pour la gestion optimale de l'aération des petites stations d'épuration par boues activées. *L'eau, l'industrie, les nuisances*. pp 24-30.

- **CHUBERT, J-M. 2002.** Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température. Thèse de Doctorat. Université Louis Pasteur- Strasbourg. pp 29-32.
- **DEGREMENT, T. 2005.** Mémento technique de l'eau. 10^{ème} édition. Paris : Lavoisier technique et documentation. 1718p.
- **DERONZIER, G. et CHUBERT, J-M. 2004.** Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales FNDAE n° 29. Edition : Cemagref Antony, 24p.
- **DJERMAKOYE, M.M.2005.** Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries : caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques, et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Thèse de Doctorat. Université de Bamako. Mali. 119p.
- **DUCHENE, PH. et COTIEUX, E. 1993.** Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. Cemagref-Division qualité des eaux- Paris. Pp 471- 447.
- **DUPRAY, E. et DERRIEN, A. 1995.** Influence du passage de *sallmonella spp* et *Escgerichia coli* en eaux usées sur leur survie en eau de mer. *WAT. RES.* 29(04). pp 1005-1011.
- **ECKNFELDER, W.W. 1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Paris : Lavoisier technique et documentation.503p.
- **ELSKENS, M. 1999.** Analyse des eaux résiduaires : mesure de la pollution. Technique de l'ingénieure. 420p.
- **EVENS, E. 2004.** Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. Thèse de Doctorat. Institut nationale des sciences appliquées de Lyon. 237p.
- **FAO. 2003.** L'irrigation avec des eaux usées traitées. Manuel d'utilisation.73p.
- **FAURIE, C. FERRA, C. MEDORI, P. DEVAUX, HEMOPTINNE J-L.2005.** Ecologie, Approche scientifique et pratique. 5^{ème} Edition. Tec et Doc, Paris, pp 214- 215.
- **GAID, A.1984.** Epuration biologique des eaux usées urbaines. Tome I et II. Alger. 261p.
- **GAID, A. 1999.** Traitement des eaux usées urbaines. Paris : Technique de l'ingénieur.28p.
- **GHADBANE, N. 2003.** Les eaux usées urbaines. Mémoire de Magistère. Université Mohamed Boudiaf M'sila. 147p.

- **GLEESON, C. et GRAY, N. 1997.** The coliform index and waterborne disease. E and FN Spoon. 194p.
- **JANATI, F. 2009.** Gouvernance de l'eau et autorités locales en méditerranée : La gestion de la pollution. Mémoire de Master. Université de Nice Sophia Antipolis. 58p.
- **JARDE, E. 2002.** Composition organique des boues résiduaires de station d'épuration de Lorraines et effets de la biodégradation. *Thèse de Doctorat* : Université Henri Poincaré, Nancy I. 271p.
- **LADJEL, F. 2001.** Exploitation d'une station d'épuration à boues activées. Ed. ONA. 74p.
- **LAZAROVA, V. et MANEM, J. 1994.** Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. Ed. Water science and Technologie. 327p.
- **LE PIMPEC, P. LIENARD, A. BOUNARD, R. L AFONT, M. CAZIN, B. BOSSARD, P. HUBERT, B. et BRAY, M. 2002.** Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques. Ed. MURICE MERLEN. 160p.
- **LOUVET, J-N. 2010.** Effets des antibiotiques sur le procédé d'épuration par boues activées : Etude du cas de l'érythromycine, du floc bactérien au réacteur biologique. Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine. 157p.
- **MEKHALIF, F. 2009.** Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de Magistère. Université 20 Aout 1955 Skikda. 133p.
- **MEZIANI, H. DRIDI. Et KALLA, M. 2012.** La réutilisation des eaux usées dans la région du Souf-Sahara Algérien. *Canadian Journal of Technology and Scientific Management*, Vol. 1, Issue 1. pp.1-06.
- **OMS. 1989.** Health guidelines for the use of waste water in agriculture and aquaculture. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS. Genève : *Organisation Mondiale de la Santé*. 74p.
- **OMS. 1997.** Analyses des eaux résiduaires en vue de leur recyclage en agriculture. Manuel des techniques de laboratoire en parasitologies et bactériologies, Genève. 31p.
- **PREVOST, M. ROMPRRE, A. BARIBEAU, H. COALLIER, J. et LAFRANCE, P. 1997.** Service lines : their effect on microbiological quality. *J. AM. WATER WORKS Assoc.* 89(7). PP 78-91.

- **PRONOST, J. PRONOST, R. DEPLAT, L. MALRIEU, J. et BERLAND, J.M. 2002.** Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation. Document technique FNDAE N°22 bis. *Office International de l'Eau*. Ministère de l'agriculture et de forêt. 86p.
- **REJSEK, F. 2002.** Les analyses des eaux. Tome II. France : Aspects réglementaires et techniques. 360p.
- **RODIER, J. BAZIN, C. CHAMBON, P. BROUTIN, G-P. CHAMPSAUR, H. et RODI, L. 1996.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition. Paris : DUNOD technique. 1983.
- **RODIER, J. BAZIN, C. CHAMBON, P. BROUTIN, G-P. CHAMPSAUR, H. et RODI, L. 2005.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition. Paris : DUNOD technique. 1383.
- **RODIER, J. LEGUBE, B. MERLET, N. et COLL. 2009.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 9^{ème} édition. Paris : DUNOD technique. 1579p.
- **SAMAKE, H. 2002.** Analyse physico-chimique et bactériologiques au LNS des eaux de consommation de la ville de Bamako durant la période 2000 et 2001. Thèse de Doctorat. Mali. 77p.
- **SEMIDE. 2005.** (Système euro-méditerranéen d'information sur les savoirs faire dans le domaine de l'eau). Appauvrissement en eau et assainissement au niveau local : Rapport par pays. Algérie. 21p.
- **SEVRIN- REYSSAC, G. DELANOUE, J. PROULX, D. 1995.** Le recyclage de lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier. 118p.
- **SMITH, O.B. ET MOUSTIER, P. 2004.** Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone : Enjeux, concept et méthodes. Sénégal : QUAE. 173.
- **SOUMAH, I. 2007.** Avenir de l'industrie minière en Guinée. Paris : L'Harmattan-Guinée. 256p.
- **TALLEC, G. ROUSSELOT, O. GARNIER, J. et GOUSAILLES, M. 2007.** Émissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote des eaux usées de l'agglomération Parisienne : état actuel et prévisions. *Revue des sciences de l'eau, Journal of Water Science*, vol. 20, n° 1. pp 149-161.
- **THOMAS, O. 1995.** Analyse microbiologique dans « Métrologie des eaux résiduaires » Ed. Cebedoc. 125P.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- **VAILLANT, (J.-R.). 1973.** Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution : Contrôle de déversement d'eaux polluées. Paris : Eyrolles, 403p.
- **VALIRON, F.1983.** La réutilisation des eaux usées. Paris : BRGM et Lavoisier technique et documentation.208p.
- **VANDERMEERSCH, S. 2006.** Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des microorganismes. Mémoire en vue de l'obtention de grade académique de diplôme d'études spécialisées en gestion de l'environnement. Université Libre de Bruxelles. 81p.

I .PARAMETRES PHYSICO - CHIMIQUES

Les résultats obtenus des eaux brutes à l’entré, et les eaux traités à la sortie du décanteur secondaire sont consignés dans le tableau XII en annexe IV.

Ces résultats seront comparés aux normes de l’OMS relatives aux rejets des eaux usées et appliquées en Algérie depuis (2006) (Tableau XX).

I .1 Température de l’eau (T°)

D’après les résultats obtenus (Fig.19), les valeurs de la température de l’eau usée brute est comprise entre 11.8°C et 18.5°C, avec 15.31°C comme valeur moyenne. Tandis qu’à la sortie, les valeurs enregistrées sont comprises entre 11.8°C et 19°C, avec une valeur moyenne de 15.21°C.

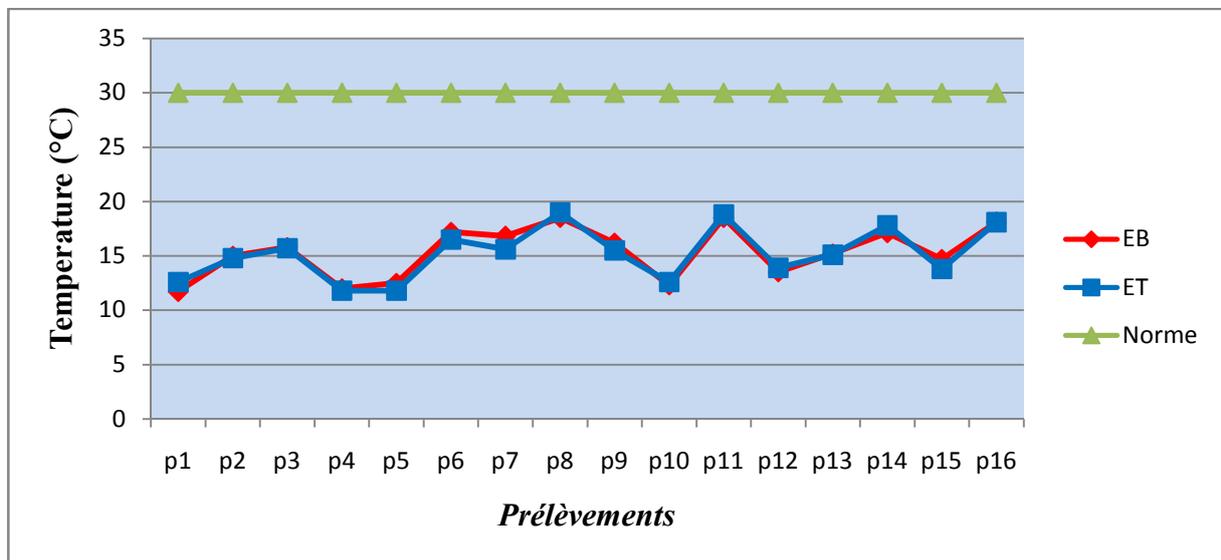


Fig.19 : Variation de la température en fonction des étapes de traitement

Ces différentes valeurs enregistrées sont étroitement liés aux conditions climatiques et à la température de la saison. Elles sont acceptables car elles restent en dessous de la norme fixée par l’OMS (2006) à 30°C.

D’après **BECHAC et al (1984)**, le fonctionnement de certains ouvrages de la chaine de traitement comme le dégraisseur nécessite que l’effluent présente une température inférieure à 30°C. Et elle favoriserait selon **DJERMAKOY, (2005)** l’autoépuration et accroîtrait la vitesse de sédimentation, ce qui peut présenter un intérêt pour les stations d’épurations.

I.2 pH

Le pH joue un rôle dans le traitement biologique, il exprime l'acidité ou la basicité de l'eau épuré. Il faut toujours rappeler que l'épuration biologique est possible dans une gamme du pH de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8 (GAID, 1984).

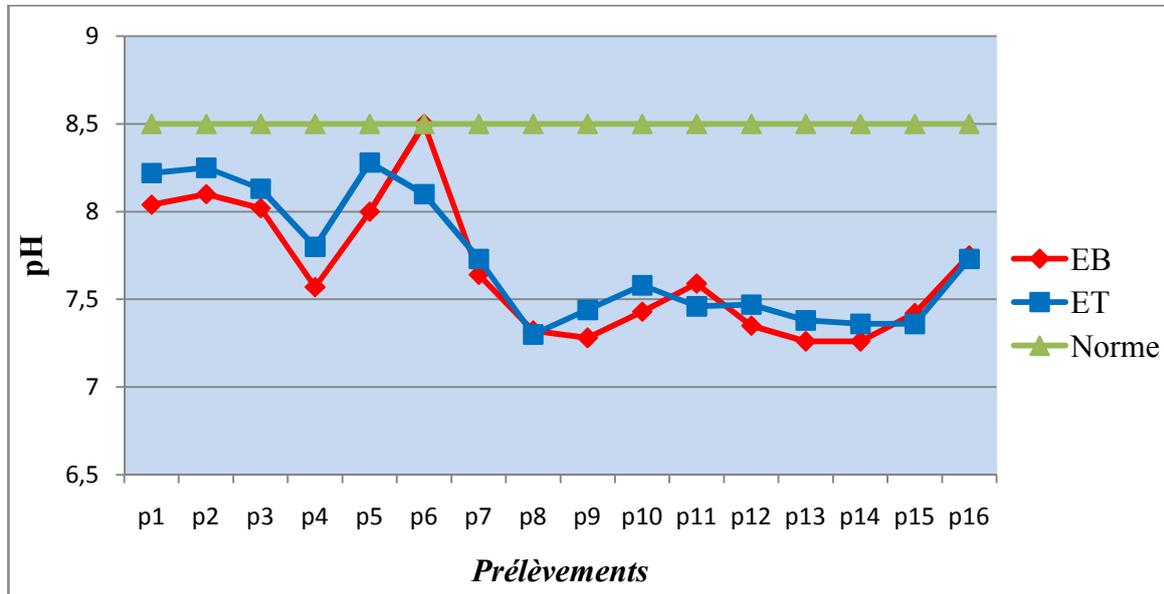


Fig.20 : Variation de pH en fonction des étapes de traitement

D'après les résultats obtenus (Fig.20), les valeurs de pH de l'eau brute sont comprises entre 7.26 et 8.5 avec une valeur moyenne de 7.65, ce qui confirme selon **REJSEK, (2002)** que l'effluent est d'origine urbaine et qu'il est légèrement alcalin. D'après **SEVRIN REYSSAC et al (1995)**, le pH alcalin et la température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des microorganismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

En ce qui concerne les eaux usées traitées, les valeurs de pH sont comprises entre 7.30 et 8.28 avec une valeur moyenne de 7.72. Elles restent toujours dans les normes l'OMS (2006) fixées à un maximum de 8.5.

I.3 conductivité électrique (CE)

La figure N° 21 nous montre que l'eau brute possède une gamme de conductivité qui varie dans l'intervalle 308-1593 $\mu\text{S}/\text{Cm}$ avec une valeur moyenne de 1299 $\mu\text{S}/\text{Cm}$. Ces valeurs sont en fonction de la minéralisation naturelle de l'eau potable et celle à usage domestique utilisées au niveau de la ville de KOLEA, Par contre, pour l'eau usée traitée, cette conductivité varie entre 360 et 1448 $\mu\text{S}/\text{Cm}$ avec une valeur moyenne de 1214.5 $\mu\text{S}/\text{Cm}$. Cette légère diminution pourrait

être expliquée par la sédimentation des sels minéraux dans le clarificateur (Fig.9) qui est concentrés dans les boues.

Les valeurs moyennes de conductivité des eaux usées brutes et traitées dépassent 1000 $\mu\text{S}/\text{Cm}$, ce qui implique selon SAMAKE (2002), que ces eaux présentent une minéralisation élevée, ceci est probablement du à un apport massif de détergents apportées par les eaux usées domestiques.

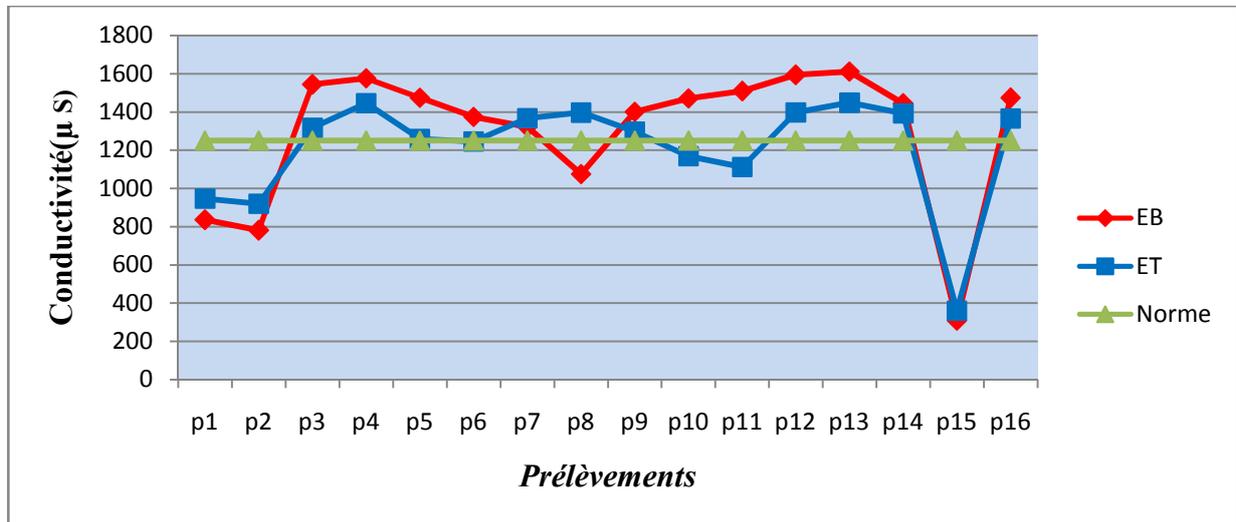


Fig. 21: Variation de la conductivité en fonction des étapes de traitement

I.4 Matière en suspension (MES)

Les résultats de la matière en suspension de l'eau brute et l'eau traitée sont représentés dans la figure 22.

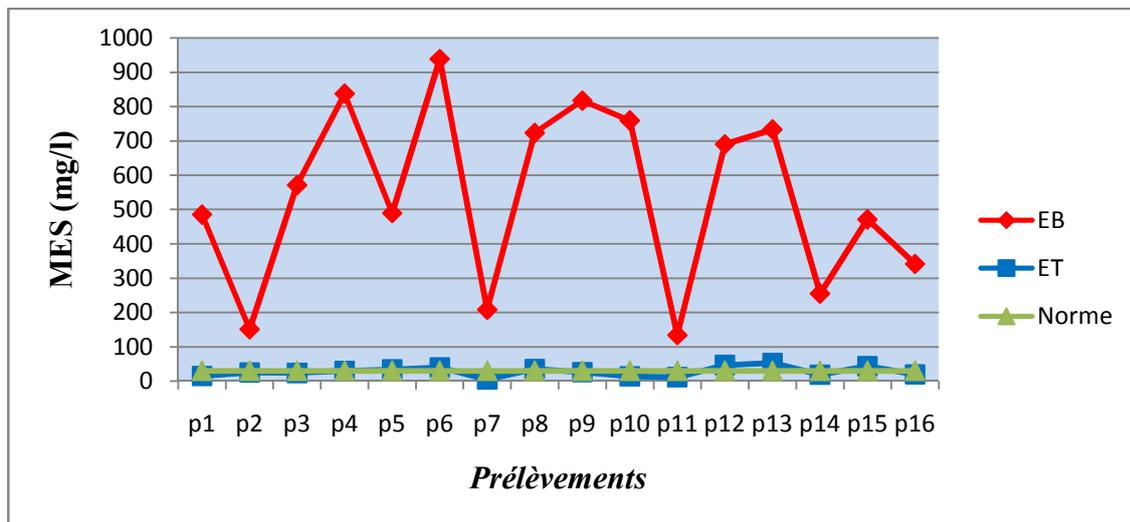


Fig.22: Variation de la matière en suspension en fonction des étapes de traitement.

Les matières en suspension (MES) sont, en majeure partie, de nature biodégradable (FAO, 2003). Les valeurs enregistrées au cours de notre étude révèlent une réduction importante des MES entre les eaux brutes et traitées. Elles se situent entre 134 mg/l et 938 mg/l avec une

moyenne de 537.63 mg/l (fig.22) pour les eaux brutes, ces valeurs sont en fonction de la nature du rejet.

Le maintien d'une concentration importante en matière en suspension dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes (FAO, 2003). Selon CANLER (2004), la concentration de MES doit systématiquement être maintenue inférieure à 4 mg/l pour des effluents urbains. En effet, des valeurs plus élevées peuvent occasionner des engorgements au niveau de clarificateur, des risques de sous- aération et des dépôts (BELAID, 2010). Enfin, en matière de réutilisation des eaux usées, une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que le bouchage des systèmes d'irrigation.

En ce qui concerne les eaux épurées, le taux des MES varie ente 5 mg/l et 53 mg/l avec une moyenne de 27.68mg/l. Cette valeur reste inférieure à la norme de rejet de l’OMS (2006) (30 mg/l) (Annexe VIII). ces faibles valeurs sont dues probablement à l'élimination des particules grossiers par le dégrilleur (fig.6), l'élimination des sables présentent dans les effluents brutes par l'opération de dessablage qu'élimine les particules minérales de granulométrie supérieure à 100µm ainsi que par le phénomène d'adsorption des matières en suspensions sur les floes biologiques d'une part et d'autre part, la bonne sédimentation au niveau de clarificateur.

I.5 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les variations de la teneur en DBO₅, au cours de notre étude sont représentées par la figure 23:

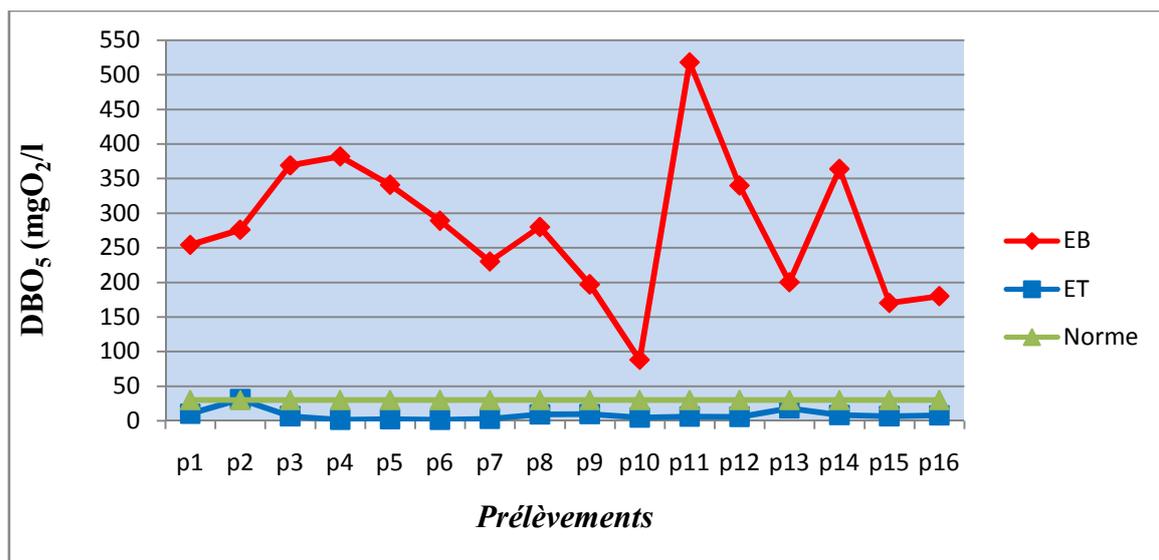


Fig.23 : Variation de DBO₅ en fonction des étapes de traitement.

Les valeurs de la charge polluante reçue par la station varient entre 88 mg d'O₂/l et 518 mg d'O₂/l avec une valeur moyenne de 279,88 mg d'O₂/l. Les variations des concentrations en DBO₅ de l'eau brute s'expliquent par la nature des eaux résiduaires. Cependant, on constate que

le maximum de pollution organique biodégradable est éliminé par la station, les effluents traités s'appauvrissent, ils montrent des teneurs en DBO₅ entre 1.2 mg d'O₂/l et 31 mg d'O₂/l avec une valeur moyenne de 8.08 mg d'O₂/l, ce qui correspond à un taux d'abattement moyen de 97.11%. Alors, on remarque que les valeurs après le traitement sont très satisfaisantes par rapport à l'objectif de la station (norme en dessous de 30 mg d'O₂/l).

Ainsi, l'augmentation de la concentration de la DBO₅ de l'eau traité dans le deuxième prélèvement (DBO₅ = 31 mg d'O₂/l) est en relation avec la charge organique biodégradable, d'après **BLIEFERT et PERRAUD (2001)**, elle est associée au maximum du développement de l'abondance bactérienne et une diminution de la teneur en oxygène suite à la consommation de ce dernier par les microorganismes. Alors, l'abaissement de ces valeurs en général dans l'eau traitée est du au passage dans le déssableur et le déshuileur qui permet l'élimination d'une quantité de DBO₅ (pourcentage considérables de matière organique) et de matière minérale, mais la grande quantité de DBO₅ est éliminée dans le bassin d'aération.. Selon **CARDOT (1999)** ; cette réduction est due à l'activité des microorganismes épurateurs qui assurent la dégradation et la transformation de la matière organique permettant donc de l'élimination de la pollution organique.

I.6 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques oxydables. Elle s'exprime par la quantité d'oxygène fournie par le dichromate de potassium et nécessaire à l'oxydation des substances organiques (protéines, glucides, lipides, etc.) présentes dans les eaux résiduaires (**RODIER, 2009**). La DCO est un indicateur sur les quantités de substances organiques chimiquement oxydables présentes dans l'eau.

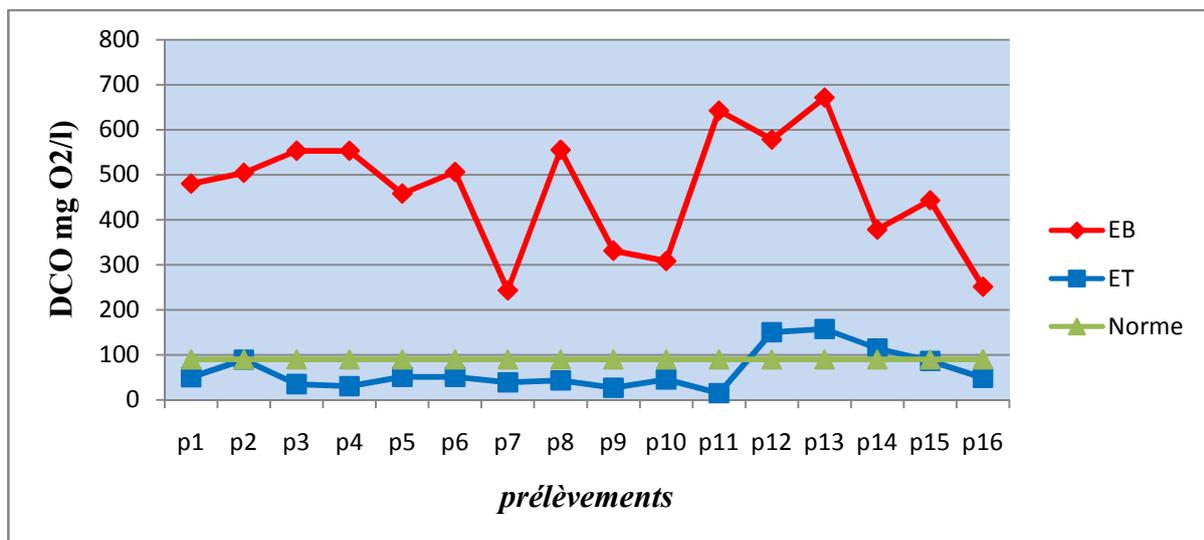


Fig.24 : Variation de DCO en fonction des étapes de traitement.

On remarque que les valeurs de la DCO de l'eau brute est variable selon les différents prélèvements, elles oscillent entre 243 mg d'O₂/l et 671 mg d'O₂/l avec une valeur moyenne de 465.88 mg d'O₂/l. D'après **AUDIC (1990)**, ces données sont des indicateurs pour un excellent apport de substances oxydables. Les valeurs élevées de la DCO sont expliquées d'une part la présence d'une fraction des matières organiques non biodégradables et d'autre part le ralentissement de l'activité biologique suite à la présence des composés toxiques.

Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la DCO sont largement inférieure à celle de l'eau brute, elles varient entre 14.8 mg d'O₂/l et 157 mg d'O₂/l (Fig.24), avec une valeur moyenne de 64.41 mg d'O₂/l ce qui est conforme aux normes de rejets (OMS 2006) dont la valeur maximale est fixée à 90 mg d'O₂/l.

Durant les prélèvements 12, 13 et 14 des concentrations anormalement élevées sont obtenues en sortie de la filière de traitement pour ce paramètre pouvant atteindre respectivement 150,157 et 114 mg d'O₂/l. ces concentrations s'expliquent par l'arrêt de la recirculation des boues durant cette période. L'arrêt de la recirculation des boues entraine la diminution de la biomasse épurateur, donc la matière organique biodégradable est dégradé chimiquement et ce qui explique l'élévation de DCO.

I.7 l'azote total

Dans l'eau usée domestique, l'azote est essentiellement à l'état soluble et il se trouve sous les deux formes suivantes : l'azote organique, qui provient surtout des déjections animales et humaines et des rejets d'industrie agro-alimentaire ; l'azote ammoniacal qui peuvent provenir des rejets industriels ou de la transformation de l'azote organique par ammonification (**AUBRY ,2003**).

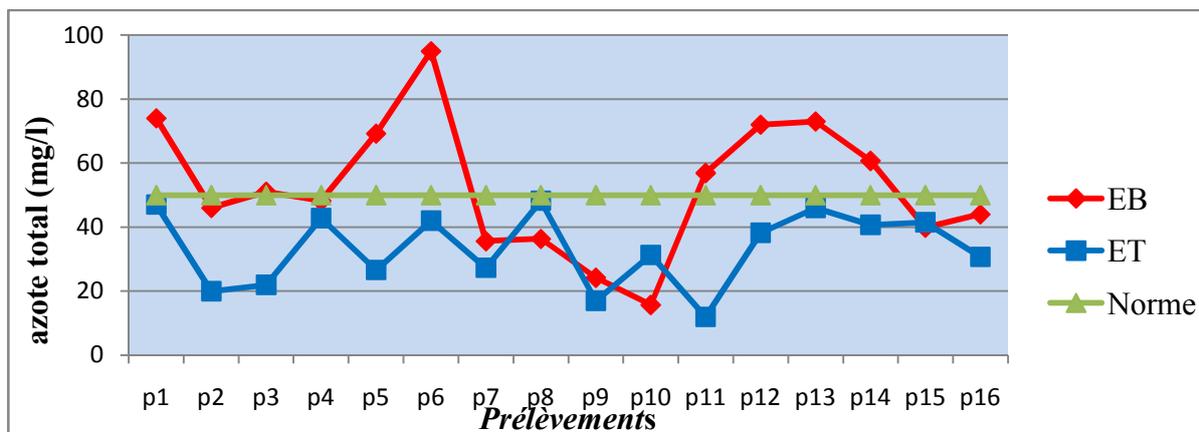


Fig.25 : Variation de l'azote total en fonction des étapes de traitement

D'après les résultats obtenus (Fig.25), Les valeurs de l'azote total obtenues après analyses varient entre 15.7 mg/l et 94.9 mg/l à l'entrée avec une valeur moyenne de 52.59 mg/l et de 12 mg/l à 48.2 mg/l au rejet avec une valeur moyenne de 33.33 mg/l.

On constate que les taux de l'azote total ont diminué considérablement au niveau des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (Fig.25). Cette diminution est liée à l'élimination biologique de l'azote selon deux phases successives que sont la nitrification et la dénitrification, antagonistes de point de vue de l'oxygène.

I.8 Ammonium (NH_4^+)

D'après les résultats obtenus, les valeurs de l'ammonium varient de minimum 21.2 mg/l au maximum de 45.2 mg/l et avec une valeur moyenne de 31.21 mg/l au niveau des eaux usées brutes. Concernant les eaux traitées, les concentrations oscillent entre 6 mg/l à 18.5 mg/l et avec une valeur moyenne de 11.98 mg/l (Fig.26).

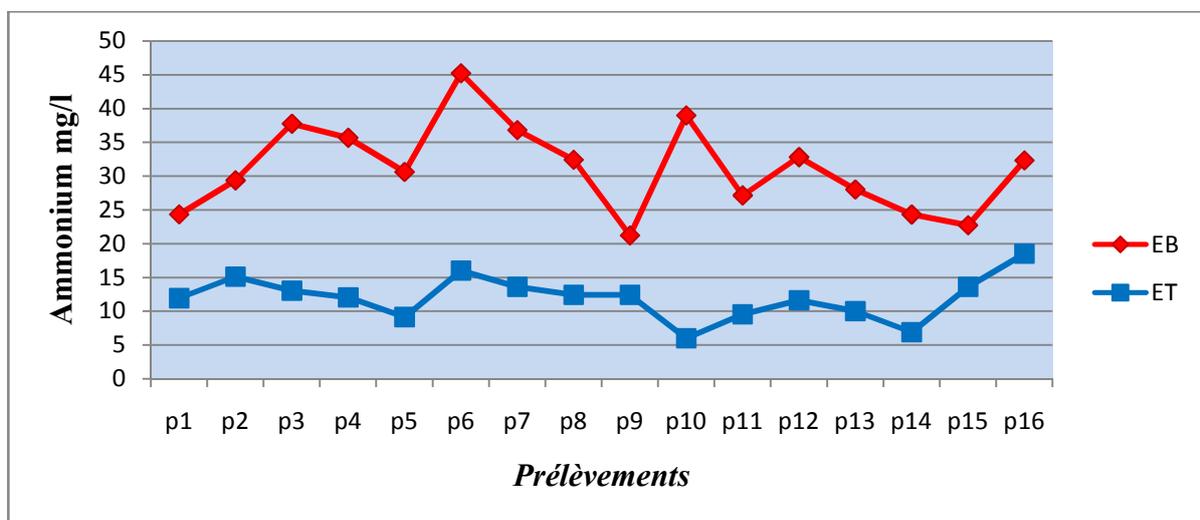


Fig.26 : Variation de l'ammonium en fonction des étapes de traitement.

Alors, on constate que les taux de l'ammonium ont diminué considérablement au niveau des eaux usées traitées par rapport aux eaux brutes. Selon **TALLEC et al (2006)**, Cette réduction est liée à la présence des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes qui sont cultivées en culture libre (boues activées) et permettant l'oxydation de l'ammonium en nitrate (la nitrification) et la réduction de nitrate en diazote gazeux (N_2) émis dans l'atmosphère (la dénitrification).

I.9 Nitrites (NO_2^-)

D'après les résultats obtenus, au cours de notre étude, on remarque que la teneur en nitrites des eaux, à savoir brutes et traitées est faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0.125mg/l et 1.1mg/l au niveau des eaux brutes et avec une valeur moyenne de 0.381 mg/l. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Les valeurs signalées après traitement varient de 0.044 mg/l à 1.72 mg/l et avec une valeur moyenne de 0.385mg/l (Fig.27).

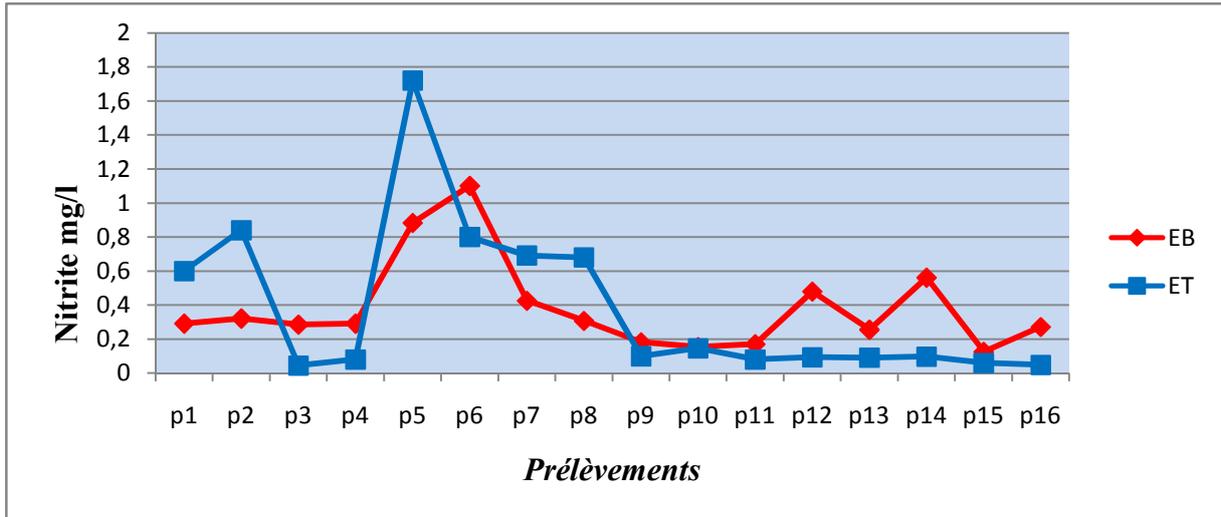


Fig.27 : Variation des nitrites en fonction des étapes de traitement

Selon **CHOUBERT (2002)**, Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammonium ou' la nitrification n'était pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante.

I.10 Nitrates (NO_3^-)

Les valeurs des nitrates obtenues après analyses, varient entre 0.05 mg/l et 1.58 mg/l et avec une valeur moyenne de 0.776 à l'entrée et de 0.009 mg/l à 18.1 mg/l au rejet, avec une valeur moyenne de 1.53 mg/l. On constate que les taux de nitrates ont augmenté considérablement au niveau des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (Fig.28).

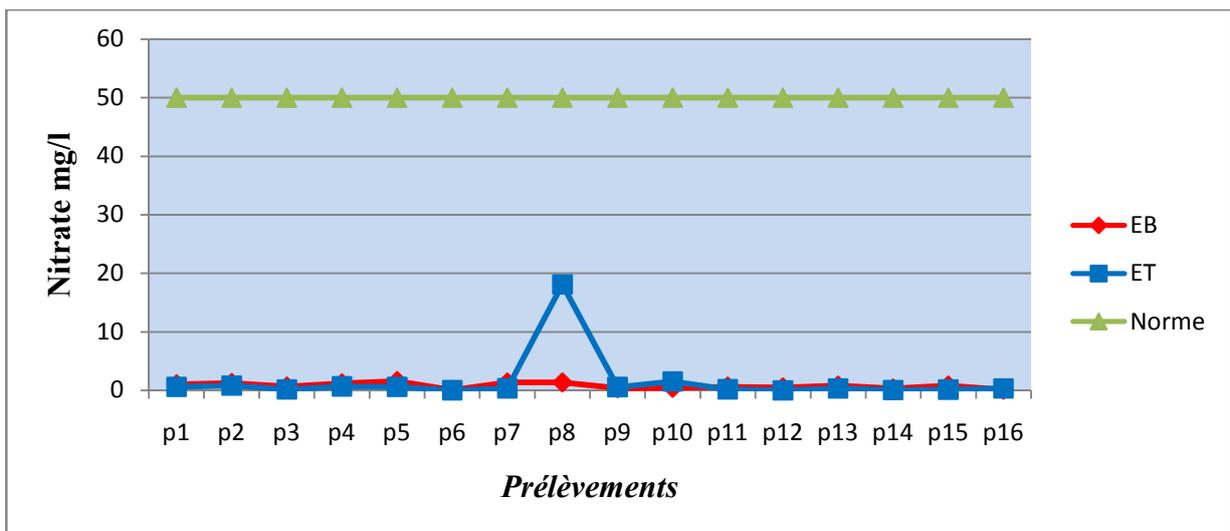


Fig.28 : Variation des nitrates en fonction des étapes de traitement

Les faibles teneurs en nitrates au niveau des eaux brutes sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans les eaux résiduaires domestiques a essentiellement une origine humaine. On

estime environ 13g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine (**CHOCAT, 1997**). C'est donc sous les formes organiques et ammoniacales que l'azote est présent dans les eaux usées que devront traiter les stations d'épuration (**CHOUBERT, 2002**).

L'augmentation de taux de nitrates au niveau des eaux usées traitées est lié à la présence des microorganismes autotrophes vis-à-vis de l'azote, dégradent les protéines en azote ammoniacal. Les bactéries autotrophes telles que *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, transforment l'azote ammoniacal (NH_4^+) en présence d'oxygène pour produire des nitrites (NO_2^-) puis des nitrates (NO_3^-) ; ces deux étapes mettent en œuvre l'oxydation de ces différents substrats par des bactéries aérobies qui en tirent l'énergie nécessaire à leur chimiosynthèse (**CHACHUAT et al, 2007**). Et à l'absence d'une zone d'anoxie où se déroule les réactions de dénitrification car en environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes anaérobies métabolisent les nitrates, à la place de l'oxygène, en oxyde d'azote en de l'azote gazeux (N_2) (**FAURIE et al, 2005**).

Selon les normes de rejets (OMS, 2006), la teneur en nitrate dans l'eau traitée est égale à 50 mg/l. Cela permet de dire que les résultats obtenus sont conformes aux normes.

I.11 Phosphates (PO_4^{3-})

Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué : de phosphore inorganique (essentiellement des polyphosphates) et des orthophosphates dont une part provient de l'hydrolyse des polyphosphates, de phosphore organique : phospholipides, esters, polynucléotides, ATP, ADP, (**DERONZIER et CHOUBERT, 2004**). Associés aux nitrates, les phosphates favorisent la croissance parfois exagérée de la flore aquatique, pouvant ainsi entraîner une eutrophisation des fleuves et des lacs (**DJERMAKOY, 2005**).

La concentration en phosphate à l'entrée de la station nous a révélé des valeurs comprises entre 1.75 mg/l et 14 mg/l avec une valeur moyenne de 5.22 mg/l, alors qu'à la sortie, on a des valeurs qui sont comprises entre 0.17 mg/l et 5.09 mg/l avec une valeur moyenne de 1.93 mg/l, ces résultats sont conformes aux normes de l'OMS (2006) (< 2 mg/l).

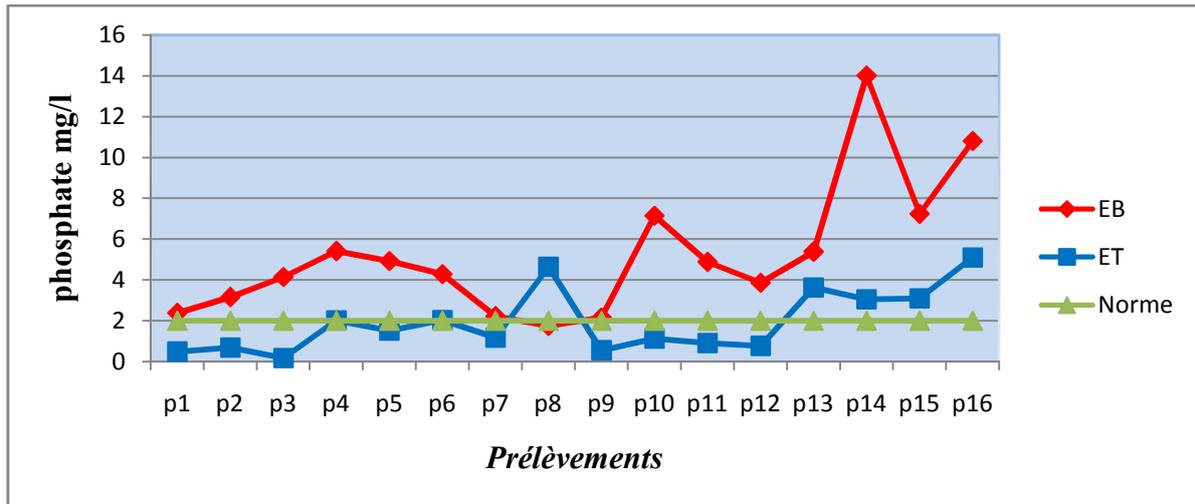


Fig.29 : Variation des phosphates en fonctions des étapes de traitement

Dans le prélèvement N° 8 La teneur en phosphates des eaux traitées (4.64 mg/l) semble supérieure à celle enregistrée dans les eaux brutes (1.75 mg/l) cela est due à l'activité des microorganismes qui participent à la transformation du phosphore organique en polyphosphates et orthophosphates. Selon **DERONZIER et CHOUBERT (2004)**, les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire, ATP et ARN).

II. PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

L'étude des paramètres microbiologiques nous permet d'apprécier les performances épuratoires du traitement biologique à boues activées dans la réduction de la charge microbienne. Le tableau XIII (Annexe V) sont des tableaux récapitulatifs de tous les résultats des analyses bactériologiques .

II.1 Coliformes totaux (CT)

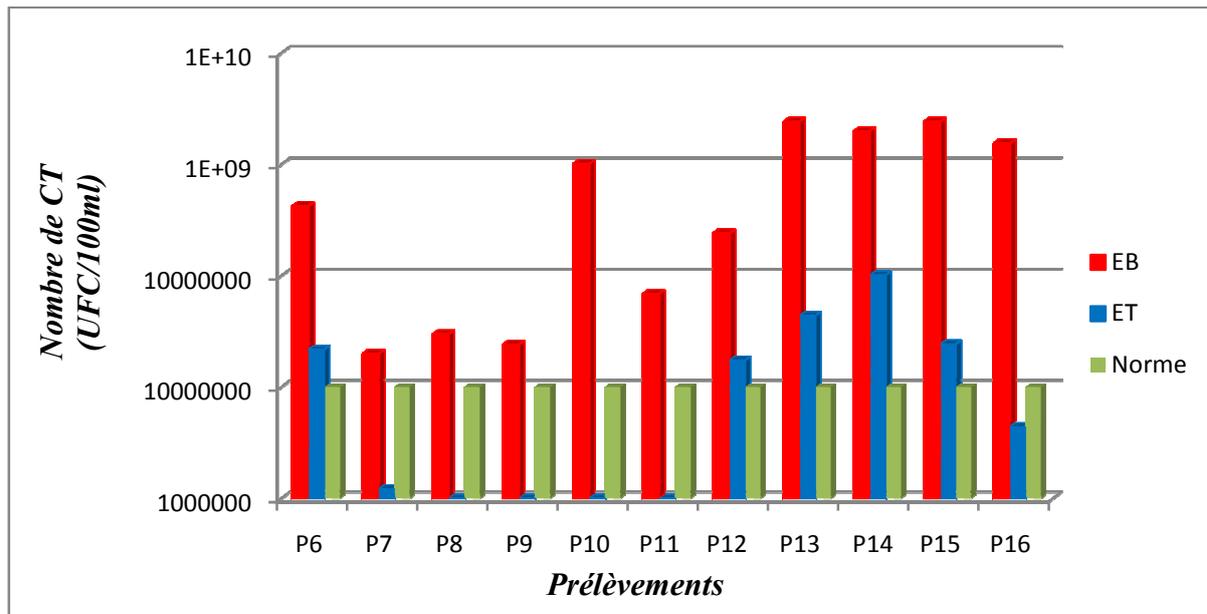


Fig. 30: Evaluation du nombre des coliformes totaux après le traitement.

D'après la figure 30, le nombre des coliformes totaux dans les eaux brutes est compris entre $2 \cdot 10^7$ et $241,96 \cdot 10^7$ germes /100 ml avec une moyenne de $92,72 \cdot 10^7$ germes /100 ml. Cette charge est due à l'enrichissement en matière organique des eaux usées brute qui rend le milieu favorable au développement bactérien.

Cependant, l'effectif de ces germes à subir un abattement considérable dans l'effluent traitée avec des concentrations comprises entre $61,8 \cdot 10^3$ et $1011,2 \cdot 10^5$ germes / 100ml d'eau traitée avec une moyenne de $191,69 \cdot 10^5$ germes / 100ml. Ces concentrations sont très élevées et dépassent les normes de rejets (OMS ,2006) dans le milieu naturel, qui est fixé de 10^3 à 10^7 germes / 100 ml. Les abondances en coliformes dans les effluents traitées dépendent de la qualité microbiologique des eaux brutes d'une part, et de l'efficacité de la filière de traitement à éliminer les coliformes (DUPRAY et DERRIEN, 1995).

II.2 Coliformes fécaux (CF)

Les coliformes fécaux sont des indicateurs de la pollution fécale des eaux, on les retrouve dans les eaux d'égouts, les effluents traitées, ainsi que dans toute les eaux naturelles et les sols ayant subit une contamination fécale récente (OMS, 1997).

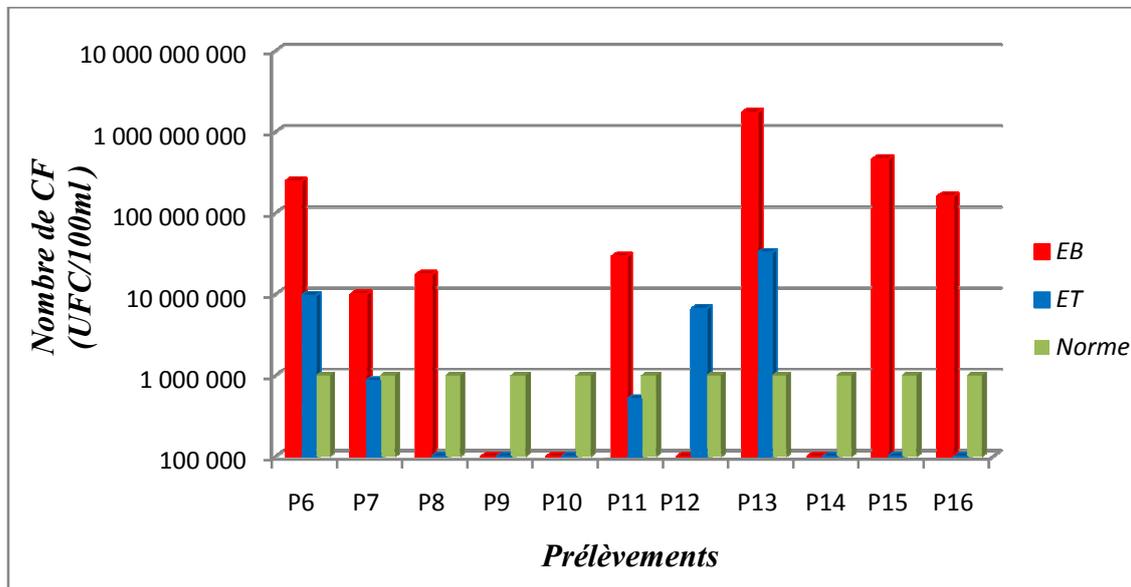


Fig.31 : Evaluation du nombre des coliformes fécaux après le traitement

D'après la figure 31, on constate que la concentration en coliformes fécaux des eaux usées brutes est comprise entre $17,3 \cdot 10^5$ et $1732,9 \cdot 10^6$ germes / 100ml avec une moyenne de $278,35 \cdot 10^6$ germes / 100ml. Ces valeurs sont similaires à celles obtenues par **DEGREMENT, (2005)** qui estime que dans 100 ml d'eau résiduaire urbaine le dénombrement d'*E. coli* est le plus souvent supérieur à 10^6 germes. Selon **THOMAS, (1995)** ces concentrations très élevées sont dues à la charge importante par les nutriments des eaux usées urbaines qui favorise la multiplication de ces populations bactériennes. En plus, d'après **GLEESON et GRAY, (1997)** cette charge due à la capacité de ces germes à résister aux conditions environnementales difficiles.

A la sortie de la STEP, on note un abattement significatif du nombre de germes, on a dénombré dans 100 ml d'eau traitée de valeurs comprises entre $9,2 \cdot 10^3$ et $322,3 \cdot 10^5$ germes / 100 ml avec une valeur moyenne de $55,02 \cdot 10^5$ germes / 100ml. Ce taux est non conforme aux normes de rejets (OMS ,2006) fixé de 10^3 à 10^6 germes / 100ml. Cette non-conformité peut s'expliquer par le caractère majoritairement domestique des eaux usées entrant de la STEP de KOLEA, ainsi que par l'augmentation de la population raccordé à la station. Le plus important est que la station d'épuration de KOLEA est dotée de trois décanteurs secondaires (Fig.9), mais un seul décanteur fonctionne et les deux autres ne fonctionnent pas.

II.3 Entérocoques ou streptocoques fécaux (SF)

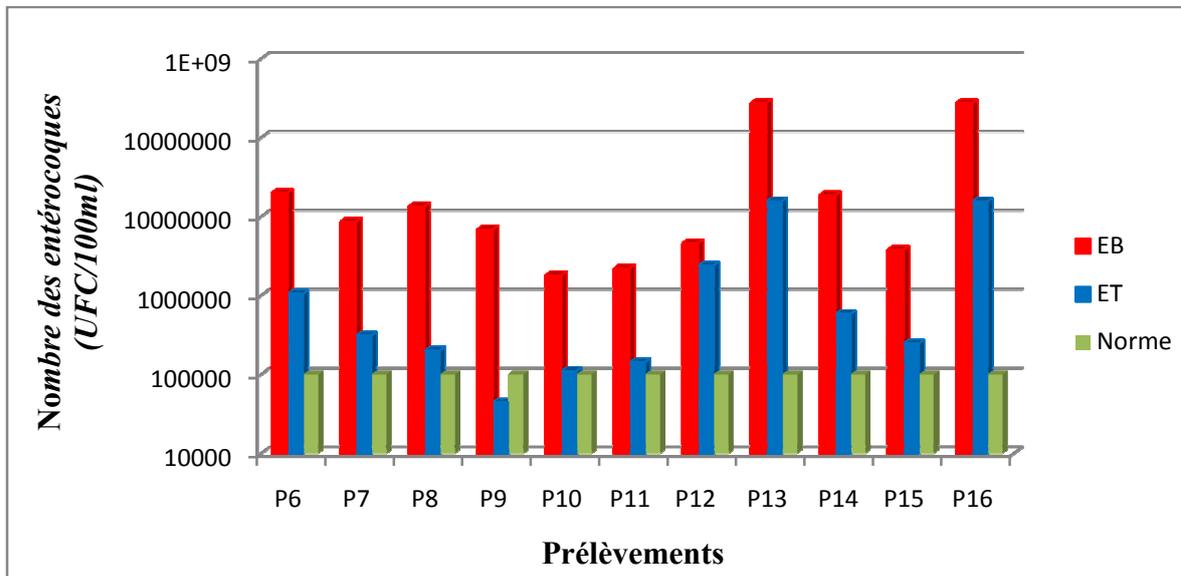


Fig.32 : Evaluation du nombre des entérocoques après le traitement.

D'après la figure 32, on peut noter que les résultats à l'entrée de la station varient entre $18,5 \cdot 10^5$ et $275,5 \cdot 10^6$ entérocoques / 100 ml avec une valeur moyenne de $57,36 \cdot 10^6$ entérocoques / 100 ml. Cette grande concentration est due selon GLEESON et GRAY, (1997) à la résistance de ces germes à la dessiccation et à leurs capacités à persister plus longtemps dans l'eau.

A la sortie de la STEP, ces résultats sont compris entre $44,1 \cdot 10^3$ et $1553,1 \cdot 10^4$ entérocoques / 100 ml avec une valeur moyenne de $32,86 \cdot 10^5$ entérocoques / 100 ml. Ce sont des valeurs également non conformes aux normes de rejets (OMS ,2006) fixé à 10^5 . Cette non-conformité est due à l'augmentation de la population raccordée au système d'épuration.

A la fin, il faut signaler que les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les entérocoques proviennent essentiellement des eaux de vanes, ces eaux étant très chargées en germes issues de la flore intestinale de l'être humain ; la réduction de leur nombre après l'épuration biologique résulte selon BLOCK (1982) d'un ensemble de facteur : la sédimentation, l'adsorption et la prédation.

II.4 Anaérobies sulfito-réducteurs (ASR)

Selon EVENS (2003), ce groupe se compose de microorganismes anaérobies d'origine tellurique et normalement présente dans les fèces mais en nombre moins que les coliformes.

D'après la figure 33, on peut noter que les résultats à l'entrée de la station qui varient entre $2 \cdot 10^2$ et $13 \cdot 10^5$ spores/ 100 ml avec une valeur moyenne de $15,63 \cdot 10^4$ spores/ 100 ml. On constate aussi que la charge microbienne en ASR est moins importante que celles des coliformes

tant dans l'effluent brute que dans l'effluent traitée, ce qui confirme le caractère domestique vu l'origine tellurique des ASR. Cette constatation rejoint celle de **PREVOST et al., (1997)**.

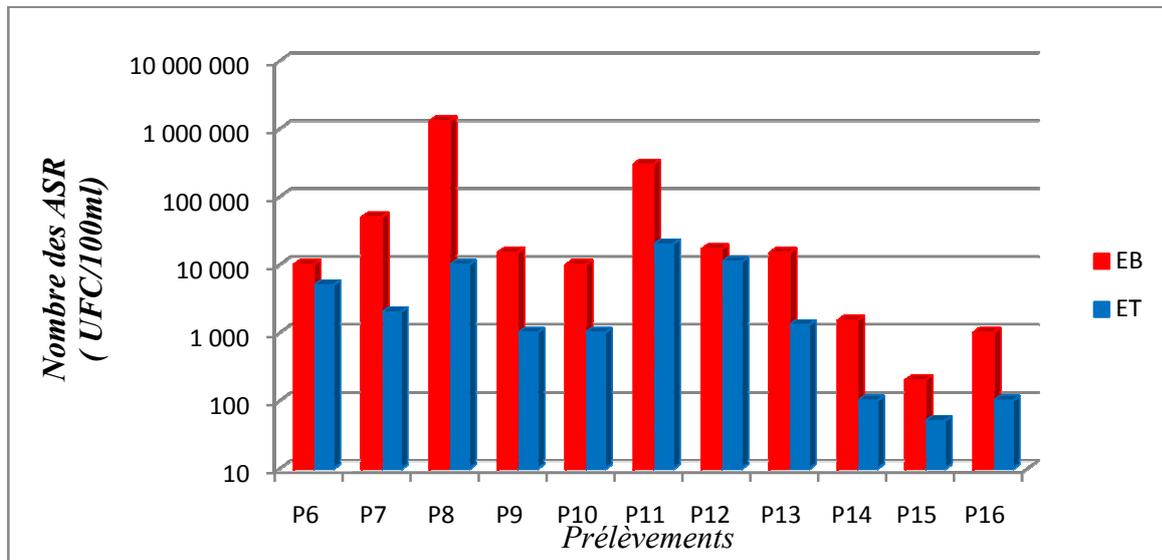


Fig.33 : Evaluation du nombre des ASR après le traitement.

Par la suite, on a remarqué une diminution significative du nombre de ces spores dans l'eau traitée enregistrent des valeurs oscillent entre $5 \cdot 10^1$ et $2 \cdot 10^4$ spores / ml avec une valeur moyenne de $4,68 \cdot 10^3$ spores / ml. La présence de ces germes indique la présence de sulfite de fer qui provoque l'apparition des mauvaises odeurs et peut être à l'origine de la corrosion des conduites (**RODIER, 2005**).

II.5 Germes pathogènes

Pour ce qui est germes pathogènes du genre salmonelles et vibrions colériques ils n'ont pas été détectés dans la STEP, malgré la forte charge des bactéries indicatrice de contamination fécale. Selon **ABOULKACEM et al (2007)**, ceci peut être expliqué par l'absence des porteurs asymptomatique de la population habitante dans cette région d'une part, et d'une autre part la difficulté de recherche de ces germes du fait de leur nombre très faible par rapport au germe banales.

III. Parasitologie

Les eaux usées domestiques véhiculent habituellement de nombreux pathogènes humains dont les œufs d'helminthes parasites. Notre étude a consisté en la caractérisation parasitaire des eaux résiduaires brutes et traitées au niveau de la station d'épuration de KOLEA. Les quatre derniers (de P13 à P16) prélèvement ont fait l'objet d'une recherche parasitologiques. Les résultats sont représentés par la figure 38.

Les observations faites au microscope optique ($G \times 40$) nous ont permis de réaliser les photos des différents kystes des protozoaires et des œufs d'helminthes rencontrées lors de notre étude (Fig.34).

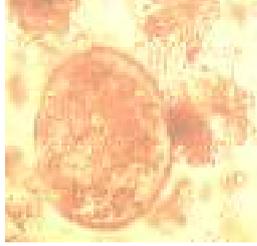
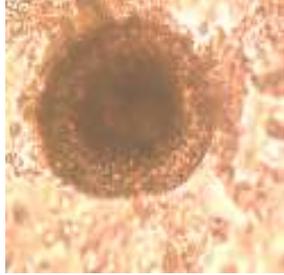
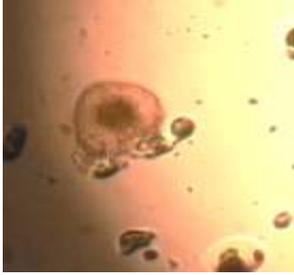
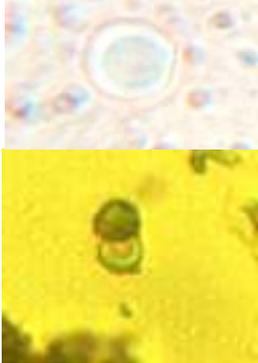
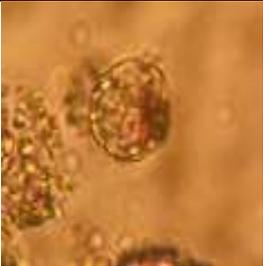
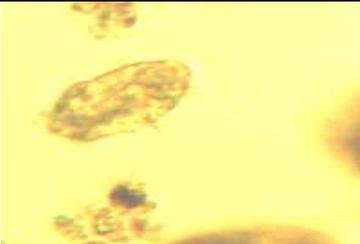
			
<i>Entamoeba coli</i> ($G \times 40$)		<i>Taxocara sp</i> ($G \times 40$)	
			
<i>Taenia sp</i> ($G \times 40$)	<i>Hymenolepis nana</i> ($G \times 40$)	<i>Hymenolepis diminuta</i> ($G \times 40$)	
			
<i>Ascaris sp</i> ($G \times 40$)	<i>Strongyles</i> ($G \times 40$)	<i>Schistosoma sp</i> ($G \times 40$)	

Fig.34: les différents types de kystes des protozoaires et des œufs d'helminthes.

D'après le tableau XIII (Annexe VI), on a pu identifier l'amibe *Entamoeba coli* comme kystes de protozoaires et comme œufs d'helminthes les espèces suivantes : *Ascaris sp*, *Taxocara sp* et *Strongyloides sp* pour la classe des **Nématodes**, *Hymenolepis nana*, *Hymenolepis diminuta*, *Taenia sp* pour la classe des **Cestodes**, et la classe des **Trématodes** est représentées par : *Schistosoma sp*.

Une moyenne de 529,5 œufs d'helminthes et de kystes de protozoaires /l à été dénombrée pour les eaux brutes à l'entrée de la station d'épuration. Selon **BOUHOUM (1996)**, ces valeurs élevées de la concentration en œufs d'helminthes et les kystes de protozoaires est fortement lié au facteur démographique, donc à la taille de la population raccordée au réseau d'assainissement qui à un influence sur les concentrations de ces derniers trouvées dans les eaux usées.

Nos résultats concordent avec celui de l'**OMS (1989)** qui a montré que l'abondance en œufs d'Helminthes en période printemps-été est due aux conditions de température, d'humidité, d'oxygène et de rayonnement solaire favorables à la maturation de ces Helminthes parasites.

D'après la figure ci-dessus, on remarque que le nombre des œufs d'helminthes est supérieur aux kystes de protozoaires avec une répartition de 74,22% pour les helminthes et 25,78 % pour les protozoaires.

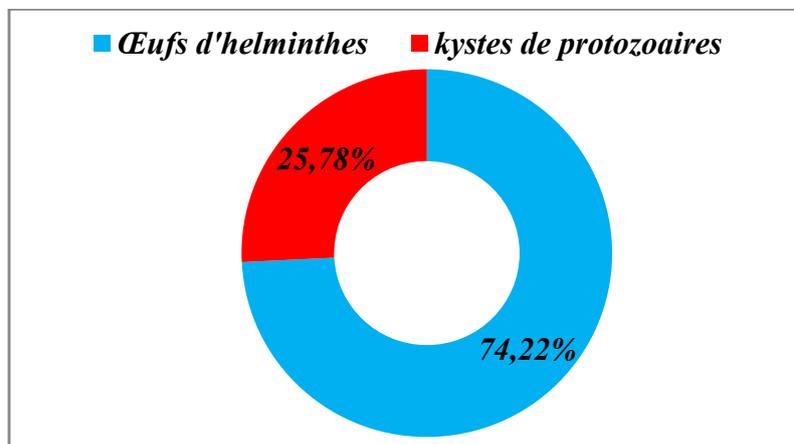


Fig. 35: la répartition du kyste de protozoaires et les œufs d'helminthes dans les eaux brutes.

On constate selon la figure 36, une diminution de la charge parasitaire au niveau des eaux traitées avec une moyenne de 30 œufs d'helminthes et de kystes de protozoaires /l. cette diminution est due à la sédimentation de ces derniers dans le clarificateur, elle reflétant un très bon abattement mais reste cependant insuffisante et insatisfaisante par rapport aux normes fixées par l'OMS (0 à10 œufs/l). Ceci est probablement du à l'impuissance du système d'épuration vis-à-vis d'une grande charge polluante affluent vers la STEP de KOLEA.

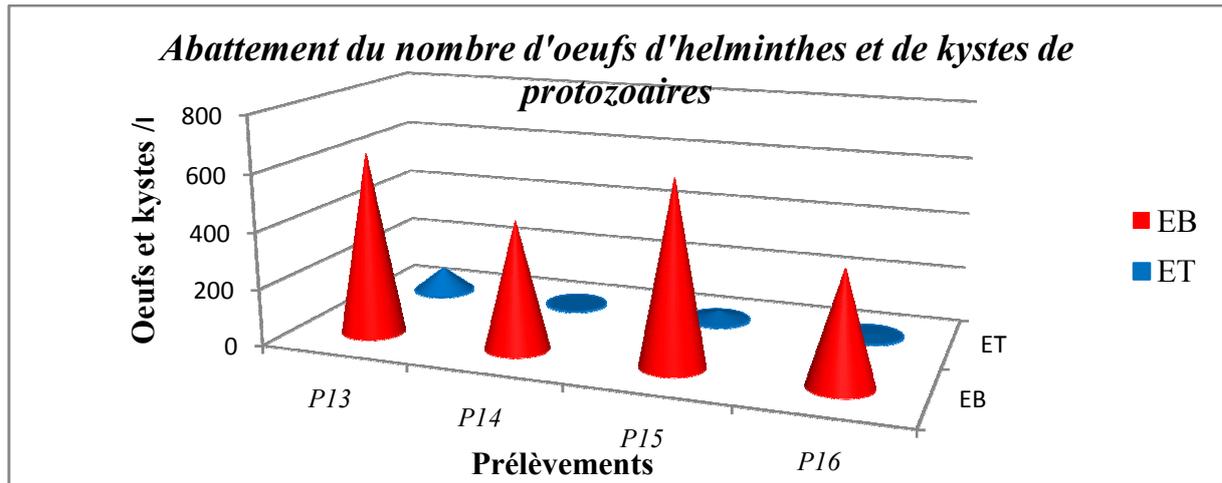


Fig.36 : Abatement du nombre d'œufs d'helminthes et de kystes de protozoaires après le traitement

Les analyses parasitologiques des eaux usées brutes et des eaux traitées montrent qu'elles sont contaminées par les œufs d'helminthes, parasites de l'homme et des animaux avec une concentration moyenne de 393 œufs /l pour les eaux brutes, 22.5 œufs/l pour les eaux traitées et des kystes des protozoaires avec une concentration moyenne de 136.5 kystes/l pour les eaux brutes, 7.5 de kystes pour les eaux traitées.

Concernant les helminthes, on a observée une prédominance des œufs de Nématodes avec un taux de 60.30 %. Selon **BOUHOUM et al (1997)**, la prédominance des Nématodes pourrait s'expliquer par leur résistance plus importante dans les eaux usées, ainsi qu'à leur mode de transmission (cycle direct). Le taux des Cestodes est de 36,25 % et 3.45 % pour les Trématodes concernant les eaux brutes (Fig .37).

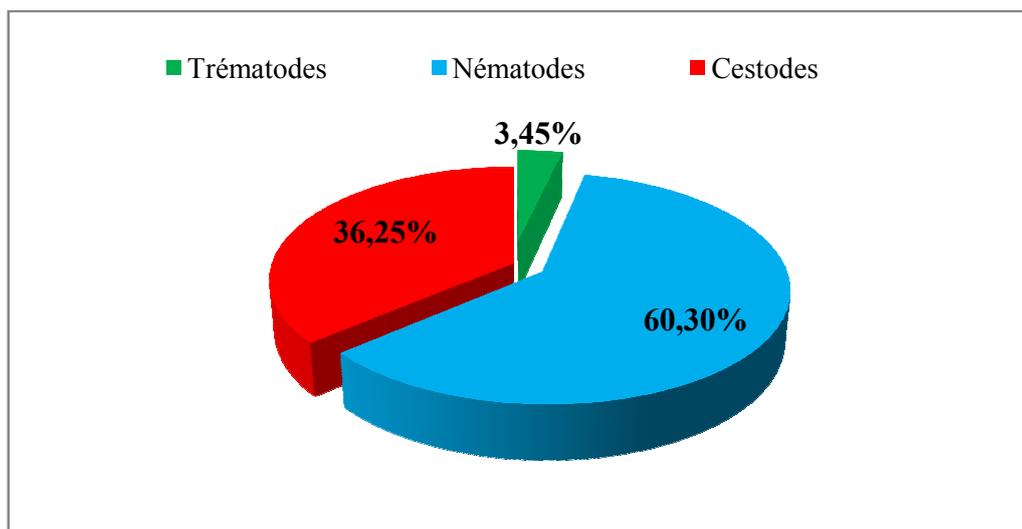


Fig.37: Répartition des nématodes, cestodes et trématodes dans les eaux brutes.

Alors qu'au niveau de la sortie, les pourcentages en œufs des Nématodes, des Cestodes et des Trématodes sont respectivement de 40 %, 60% et 0% (Fig.38).

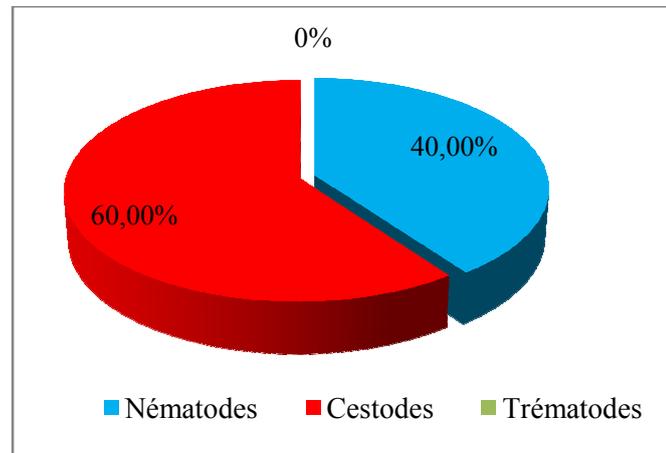


Fig.38 : Répartition des nématodes, cestodes et trématodes dans les eaux traitées

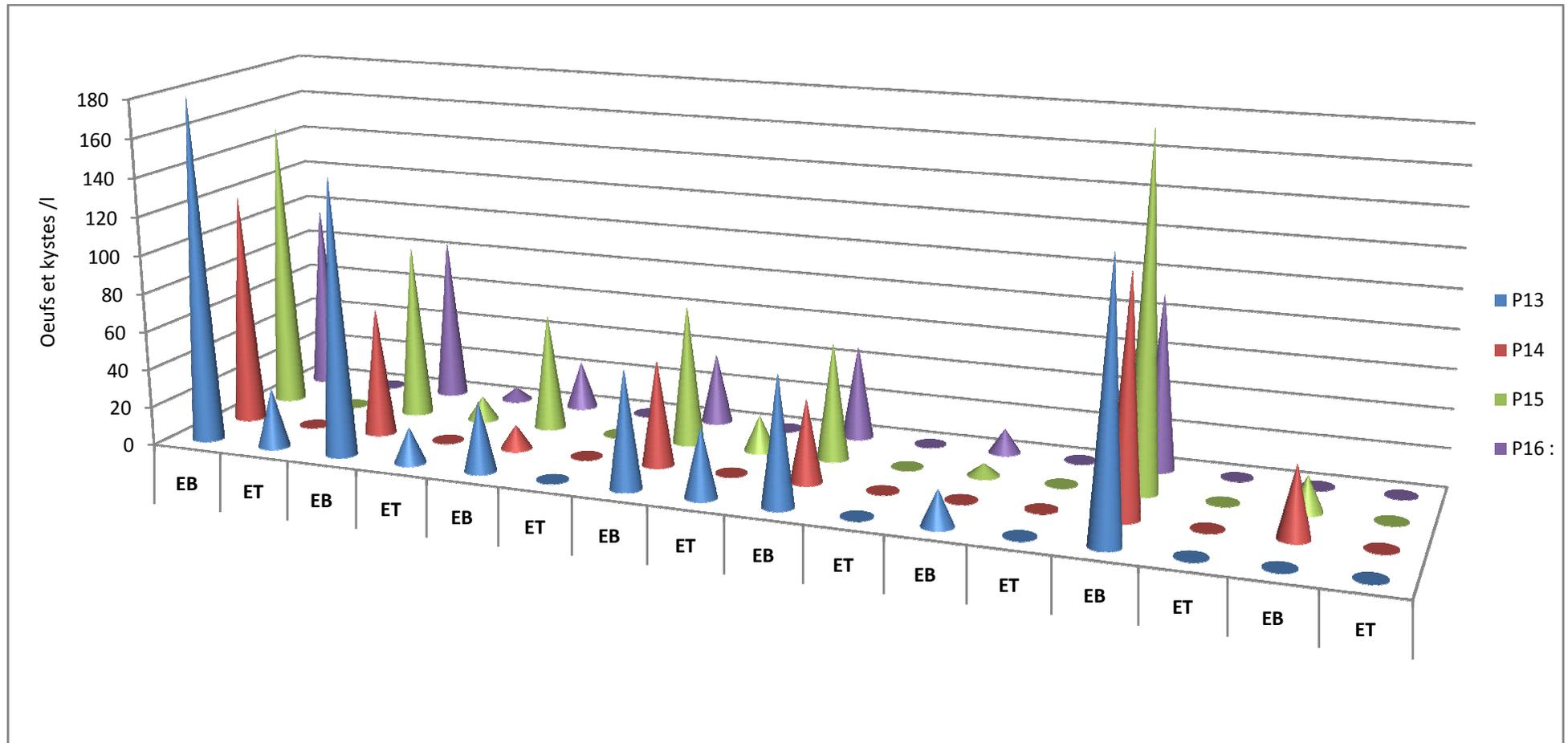


Fig.39 : Différents types de parasites identifiés dans les eaux brutes et épurées

IV- CONTROLE DE LA BOUE ACTIVEE

IV.1 Observation macroscopique

▣ Indice de MOHLMAN (IM)

L'indice de MOHLMAN permet de caractériser la décantabilité des boues (**RODIER et al., 2009**).

- ♦ Si $80 < IM < 150$ bonne décantation
- ♦ $IM < 50$ boue d'aspect granuleux, risque de former des dépôts
- ♦ $IM > 200$ boue en gonflement (foisonnement, bulking) développement exagéré des bactéries filamenteuses.

Tableau VIII: Les résultats de l'indice de MOHLMAN

Volume des boues (ml/l)	220	300	430	680	630	670	190	170
MES (g/l)	2,64	3,52	4,23	6,95	6,38	7,35	4,02	3,16
L'indice de MOHLMAN (ml/g)	83,33	85,22	101,65	97,84	98,74	91,15	47,26	53,79

Comme on peut le constater sur le tableau ci-dessus, les valeurs de l'indice MOHLMAN oscillent entre 47,26 et 101,65 ml/g et avec une valeur moyenne de 82,37 ml/g, ce qui implique que les boues activées de la STEP sont bien flocculées, ce qui facilite leur décantation, car selon **DEGREMENT (2005)**, une boue de bonne qualité présente un IM entre 80 et 150 ml/g.

Les observations faites sur la boue de bassin d'aération (Fig.40), nous montrent une boue d'une couleur marron ce qui indique que l'aération de la STEP est satisfaisante. C'est ce qui est confirmé par la légèreté de l'odeur. La quantité des boues est satisfaisante, la qualité limpide du surnageant est un signe d'un bon traitement. Donc on constate que le fonctionnement de la STEP dans cette période est efficace et l'eau épurée est de bonne qualité. Ces mêmes remarques rejoignent celles de **CANLER (1999)**.



Fig. 40 : Test de décantation des boues de bassin d'aération (photos originales)

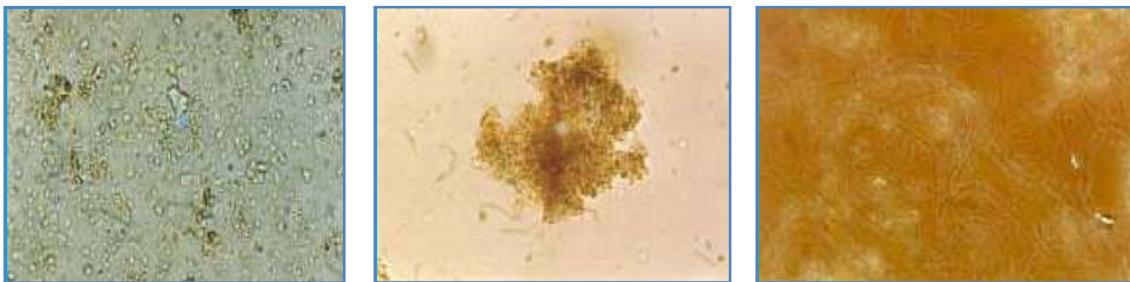
IV.2 Observation microscopique

La boue activée est constituée de l'ensemble « flocc-eau interstitielle ». Le floc désigne un agglomérat composé de particules (ou débris) diverses (végétales, animales, minérales) et de colonies bactériennes (CANLER, 2004).

L'observation microscopique au cours de notre étude a permis de mettre en évidence les éléments suivants :

■ Observation du liquide interstitiel (Type de croissance bactérienne)

Selon CANLER (2004), Les bactéries peuvent se développer selon trois types de croissance (Fig.41) :



a) Croissance dispersée b) Croissance floculée c) Croissance filamenteuse

Fig.41 : Les différents types de croissance bactérienne (CANLER, 2004).

Le liquide interstitiel représente dans la plupart des stations la qualité des eaux de sortie. C'est donc un indicateur du niveau de traitement. Ainsi, plus la charge massique est élevée, moins le niveau de traitement sera élevé et plus l'eau interstitielle contiendra de bactéries dispersées (CANLER, 2004).

Sur la figure 42 , le type de croissance est floculé : les bactéries sont regroupées en amas, très souvent autour d'un support organique ou minéral(le floc). La cohésion de l'ensemble est assurée par la production d'exopolysaccharides (EPS). Ce type de croissance est recherché dans le traitement de l'eau usée car c'est grâce à ce floc bactérien que l'étape de décantation permet la séparation de la boue avec l'eau interstitielle traitée (CANLER, 2004).

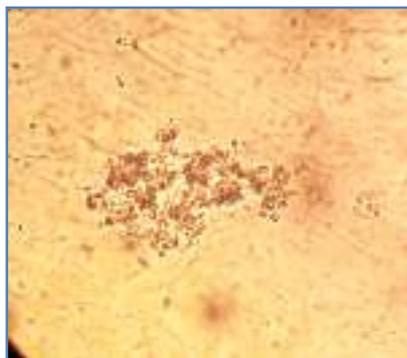


Fig.42: Floc bactérien (photo originale)

Le système de recirculation des boues permet de renforcer la cohésion des bactéries libres entre elles par l'intermédiaire de la recirculation de bactéries déjà floclées alors que les particules non floclées quittent le système (CANLER, 1999).

▣ Microfaune

La microfaune est composée d'animaux microscopiques nommés protozoaires et métazoaires. Ces organismes participent à l'élimination des bactéries libres qui constituent leurs proies et à la cohésion du floc par leurs déjections. Leur observation au microscope, donne des indications sur la qualité du traitement et peut révéler rapidement d'éventuelles anomalies de fonctionnement (CANLER, 2004).

L'observation microscopique au cours de notre étude a permis de mettre en évidence les types suivants :

♦ Amibes

On a noté la présence de grandes amibes (Fig.43). Leur présence est souvent corrélée à une bonne oxygénation et presque toujours à un bon traitement de carbone (CANLER, 1999).

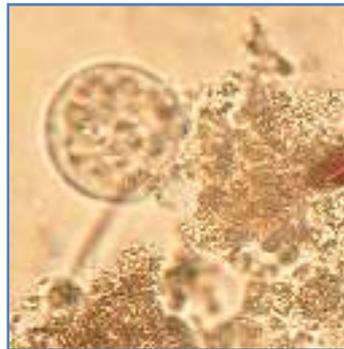


Fig. 43 : grande amibes (photo originale)

♦ *Vorticella*

Est un genre très fréquent dans les boues activées. Leur alimentation est basée sur les bactéries libres. Les vorticelles à long pédoncule (Fig.44) : ce sont des indicateurs d'une efficacité épuratrice correcte. Ces espèces sont relativement fragiles à l'apport de toxiques et à un manque d'oxygénation (CANLER, 1999).

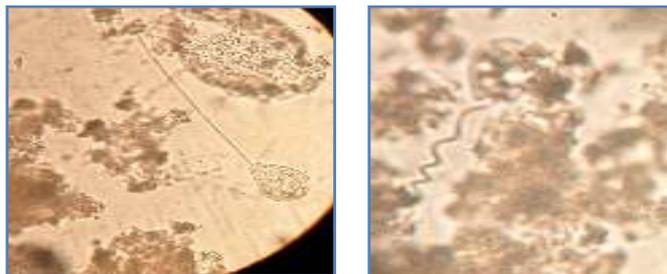


Fig. 44 : *Vorticelle a long pédoncule* (photo originale)

♦ ***Opercularia***

Présent sur des installations aux charges élevées ou épurant des effluents difficilement biodégradables. Ce genre est résistant à certains toxiques, à des pH acides et à une sous – oxygénation prolongée. C’est un indicateur d’un rendement épuratoires médiocre à bon dans l’effluent traité peut être encore chargée en pollution organique et en ammonium (Fig.45) (CANLER, 1999).



Fig.45 : *Opercularia* (photo originale)

♦ **Nématodes**

Les nématodes (Fig.46) sont des métazoaires de tailles variables. Ils peuvent être présents en faible quantité dans tous les types d’installations, leur présence n’est pas défavorable au processus épuratoire. Ils ne sont pas indicateurs de la qualité du traitement, mais un signe de dépôts dans le bassin d’aération ou le décanteur (CANLER, 1999).



Fig.46 : Nématodes (photo originale)

♦ *Aspidica*

Très fréquemment rencontré, il est présent dans tous les types de boues activées au fonctionnement stable. So abondance est généralement liée à une forte charge. C'est un microorganisme résistant et sa présence ne donne aucune indication sur la qualité du traitement (Fig.47) (CANLER, 1999).

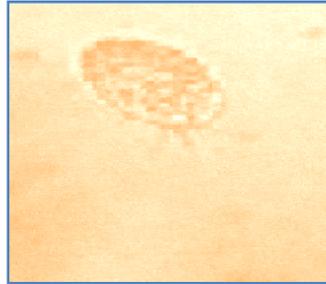


Fig.47: *Aspidica* (photo originale)

♦ Flagellés

Le développement des petits flagellés (Fig .48) s'effectue généralement pendant la première phase de colonisation de la boue activée par les protozoaires. des populations plus spécifiques donnent d'autres indicateurs sur la nature de la boue activée, la qualité des effluents à traiter et l'eau de sortie.

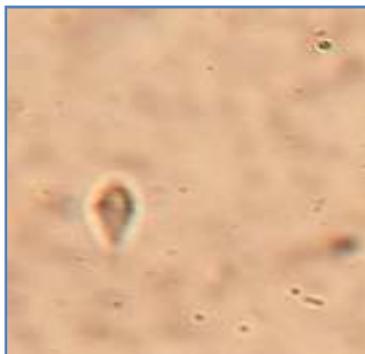


Fig.48: Flagellé (photo originale)

Leur présence correspond le plus souvent à des boues jeunes (peu de floes), entraînant des temps de séjours courts ou à un manque d'oxygène. Certains flagellés sont suffisamment résistants pour survivre à des conditions difficiles telles que la présence de temps d'anoxie ou d'anaérobioses longues. Leur population augmente lors des perturbations brusques de système (basse de température, augmentation de la charge..).Lorsque ils sont dominants, les performances de l'installation sont faibles, signe d'une très forte charge, et un milieu faiblement aéré avec l'apport des produits fermentées, d'effluent septique ou la présence des dépôts (DUCHENE et COTIEUX ,1993).

♦ ***Coleps sp***

Leur existence en nombre important indique une installation fonctionnant dans le domaine de faible charge avec une oxygénation satisfaisante, plutôt une bonne efficacité de la nitrification et un bon traitement de carbone (Fig.49) (CANLER, 1999)..



Fig.49 : *Coleps sp* (photo originale)

♦ **Rotifères**

Très fréquents dans les boues activées, présents dans des boues de faible charge et d'âge élevé (15 jours au minimum), et compte tenue de leur temps de croissance assez long, ils indiquent un fonctionnement stable sur une durée assez importante (Fig.50) (CANLER, 1999).



Fig.50 : *Rotaria sp* (photo originale)

Tableau. IX : Fréquence des espèces de la microfaune dans la boue activée

Protozoaires		Fréquences	Signification de la présence de cette microfaune
Flagellés	Les petits flagellés à mouvement lents	+++	-La prédominance signifié un déficit en oxygène ou une surcharge en matière organique (BENTO et al ., 2005)
Amibes	-Actinopodes -Rhizopodes ✓ Amibes ♦ Petites ♦ Grandes	+++	-La prédominance d'amibes caractérise des boues jeunes ou des boues de démarrage.
Ciliés	-Holotriches ♦ <i>Coleps sp</i>	+++	-La prédominance de petits ciliés caractérise une bonne épuration.
	-péritriches ♦ Vorticelles ♦ Opercularia	+++ ++	-La prédominance de vorticelle indique un traitement très complet du carbone.
	-hypotriches ♦ <i>Aspidisca</i>	+	-La présence d' <i>Aspidisca</i> indique un phénomène de nitrification (BENTO et al ., 2005).
Métazoaires			
Nématodes		++	La présence de nématodes est un signe de dépôt au fond de bassin.
Rotifères		+++	Fonctionnement stable sur une durée importante. (BENTO et al ., 2005).

V. ANALYSE STATISTIQUES DES DONNEES

L'interprétation a porté sur la détermination des coefficients de corrélation de **Bravais-Pearson** entre les différents paramètres des eaux brutes et des eaux traitées au niveau de la station (Tableau X)

Tableau X : Résultats de corrélation entre les différents paramètres des eaux brutes et des eaux traitées au niveau de la station.

	DCO _T	DBO _T	MES _T	CT _T	CF _T	SF _T	ASR _T	ŒUFS _T /Kystes
DCO _B	,296	,212	,548	,118	,531	,082	,643	,934
DBO _B	-,139	-,156	-,081	,214	-,018	-,265	,801	-,424
MES _B	,022	-,321	,549	-,176	,263	-,001	-,180	,992
CT _B	,570	,496	,356	,614	,513	,514	-,574	,710
CF _B	,691	,777	,602	,457	,938	,648	-,281	,962
SF _B	,330	,628	,250	,104	,575	,993	-,319	,440
ASR _B	-,275	,111	,043	-,268	-,227	-,212	,453	,913
ŒUF _B /Kystes	,622	,496	,958	-,071	,510	-,130	,551	,799

- Il existe une corrélation positive entre les MES à la sortie et la DCO à l'entrée avec $r = 0,548$, ceci peut être expliqué par le fait qu'une partie des MES non éliminée sont des matières non biodégradables.
- il existe une forte corrélation positive entre les ASR dans les eaux traitées et la DBO dans les eaux brutes avec $r = 0,801$. ceci est expliqué par l'augmentation de l'activité bactérienne ce qui traduit par l'accroissement de la demande biologique en oxygène (DBO) dans les eaux brutes, ceci influe directement sur le taux des ASR dans l'eau traitée. *
- Une très forte corrélation positive et significative entre les MES dans les eaux brutes et le taux des œufs / kystes de parasite dans les eaux traitées avec $r = 0,992$, ceci peut être expliqué par le fait qu'une grande parties des MES entrant à la station sont des parasites, en plus, la présence d'une concentration en MES dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinées à éliminer les germes pathogènes. Ceci est confirmé aussi par une très forte corrélation ($r = 0,958$) entre les œufs / kystes de parasite présente dans les eaux brutes et le taux des MES dans la sortie qui indique qu'une proportion des MES sont essentiellement des parasites.
- Il existe une corrélation positive entre les coliformes totaux dans les eaux brutes et les différentes bactéries fécales et les œufs / kystes de parasite dans les eaux traitées avec r varie entre 0,513 et 0,710. Ceci peut être expliqué par la charge importante des matières d'origines

fécales dans les eaux usées domestiques entrant à la station et qui sont éliminée partiellement dans les eaux traitées.

- Une corrélation $r = 0,602$ entre les coliformes fécaux dans les eaux brutes et les MES dans les eaux traitées, ceci indique qu'une grande portion des MES présente à la sortie sont essentiellement des coliformes fécaux, et quant la charge des coliformes augmentent dans les eaux traitées, la teneur en MES augmente à la sortie de la station. Ceci est confirmé par les résultats obtenus en ce qui concerne le taux des coliformes dans les eaux traitées qui sont non conformes aux normes.
- Une corrélation positive entre la DBO dans les eaux traitées et les coliformes fécaux et streptocoques fécaux dans les eaux brutes, les coefficients de corrélation sont respectivement : 0,777 et 0,628. L'augmentation de la demande biologique en oxygène est lié à la présence des coliformes fécaux et entérocoques à l'entrée de la station et qui sont éliminée partiellement à travers les différents étapes de traitement, alors la concentration en DBO dans les eaux traitées indique la présence des coliformes fécaux et les entérocoques. Ceci est confirmé par les résultats obtenus en ce qui concerne le taux des coliformes et les entérocoques dans les eaux traitées qui sont non conformes aux normes.
- Une corrélation positive entre les différentes bactéries et les œufs / kystes de parasite dans les eaux brutes et les bactéries fécales et les œufs / kystes de parasite dans les eaux traitées avec r comprise entre 0,575 et 0,993. Ceci est expliqué par l'élimination partielle des différents bactéries et parasites à travers les différent étapes de traitement.

Conclusion

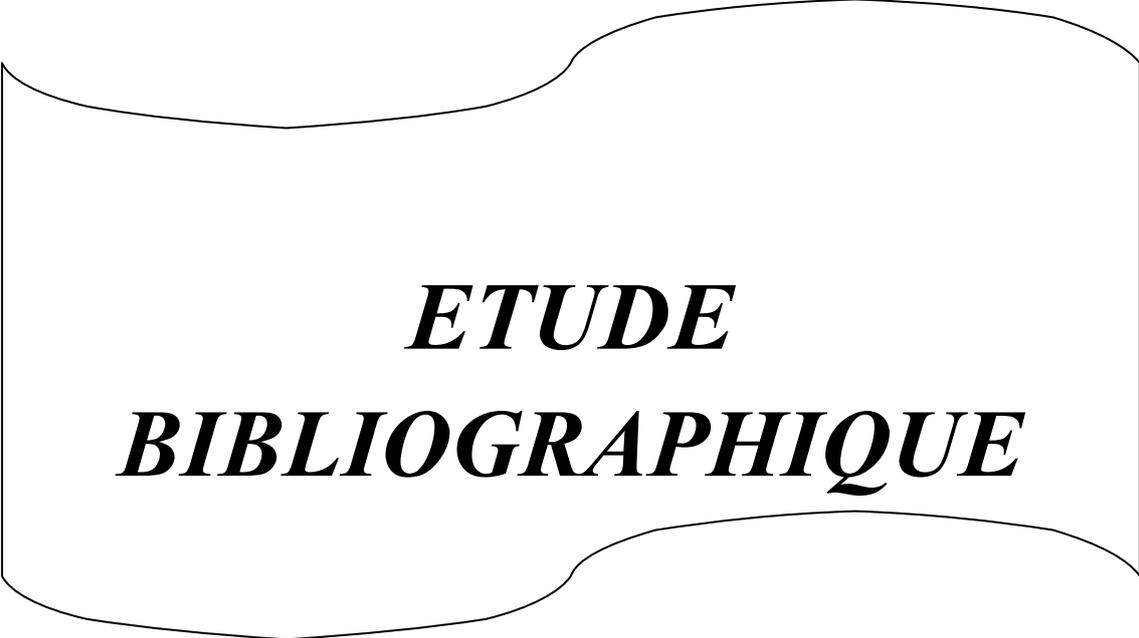
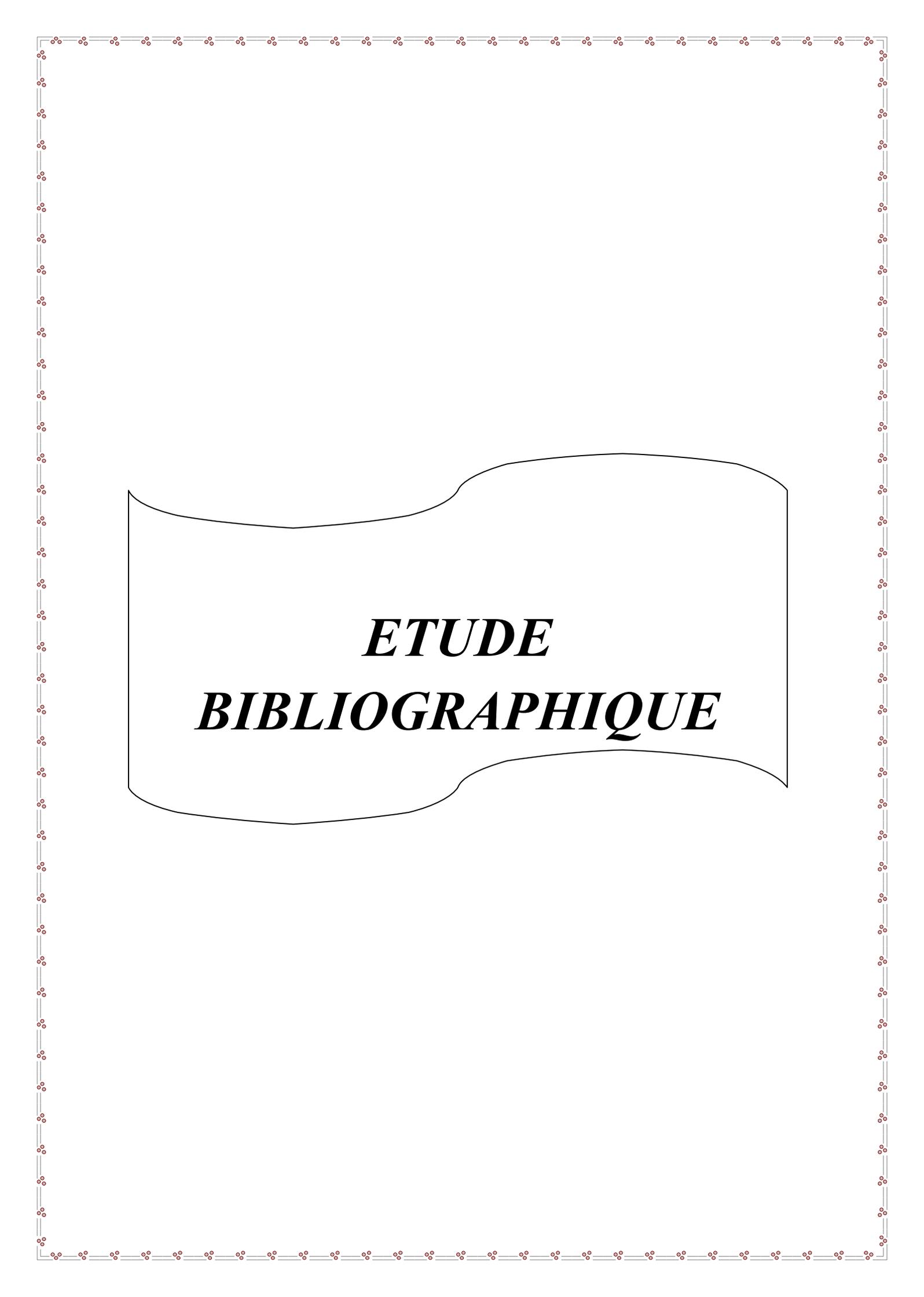
Au terme de notre étude qui consistait à évaluer l'efficacité du traitement biologique par boues activées des eaux usées résiduaires urbaines au niveau de la station d'épuration de KOLEA, et après analyse des différents paramètres de ces eaux, les résultats obtenus nous permettent de conclure que :

- Les résultats des analyses physico-chimiques sur les eaux traitées sont conformes aux normes de rejets (OMS, 2006) dans les milieux naturels.
- Les analyses microbiologiques et parasitologiques des eaux traitées ont montré une non-conformité aux normes de rejets (OMS, 2006). Ce qui reflète l'impuissance de la STEP devant l'augmentation de la population raccordée aux réseaux de la station, d'où la nécessité d'agrandir le dispositif d'épuration.
- L'absence des bactéries pathogènes dans les eaux résiduaires urbaines reflète un bon état de santé de la population.
- L'observation macroscopique de la boue activée montre que celle-ci est en très bon état de fonctionnement, la boue est bien oxygénée et très bien flocculée prouvée par l'indice de MOHLMAN.
- L'observation microscopique de la boue activée montre aussi que la microfaune prédatrice est constituée essentiellement de protozoaires (ciliés, flagellés, amibes) et de métazoaires (nématodes et rotifères).

A travers l'ensemble de ces observations, nous pouvons déduire que l'épuration des eaux usées dans la STEP de KOLEA n'est pas efficace. Donc, il serait intéressant de prendre en considération les points suivants :

- Agrandir la STEP en la dotant d'un plus grand nombre de bassins d'aération afin de pallier l'impuissance du dispositif vis-à-vis de la grande charge polluante entrant quotidiennement à la station.
- Les traitements tertiaires sont nécessaires au niveau de cette station.
- Compléter les analyses physico-chimiques faites par le laboratoire de la station par des analyses microbiologiques.
- Il faut trouver des solutions pour les différents problèmes au niveau de la STEP de KOLEA qui sont :
 - l'arrêt de déssableur qui doit être fonctionnelle ;
 - La presse ne fonctionne pas, alors il faut la réparer ;
 - les trois décanteurs doivent être fonctionnels pour obtenir des très bons rendements épuratoires.

- Compte tenu de l'importance de débit des eaux usées épurées rejetées dans le milieu récepteur, nous recommandons aussi :
 - La récupération de ces eaux et leur réutilisation soit pour l'irrigation, l'industrie ou encore pour les usages municipaux (arrosage des parcs et jardins publique).
 - Il faut compléter l'épuration biologique par la désinfection dans le cas de la réutilisation.



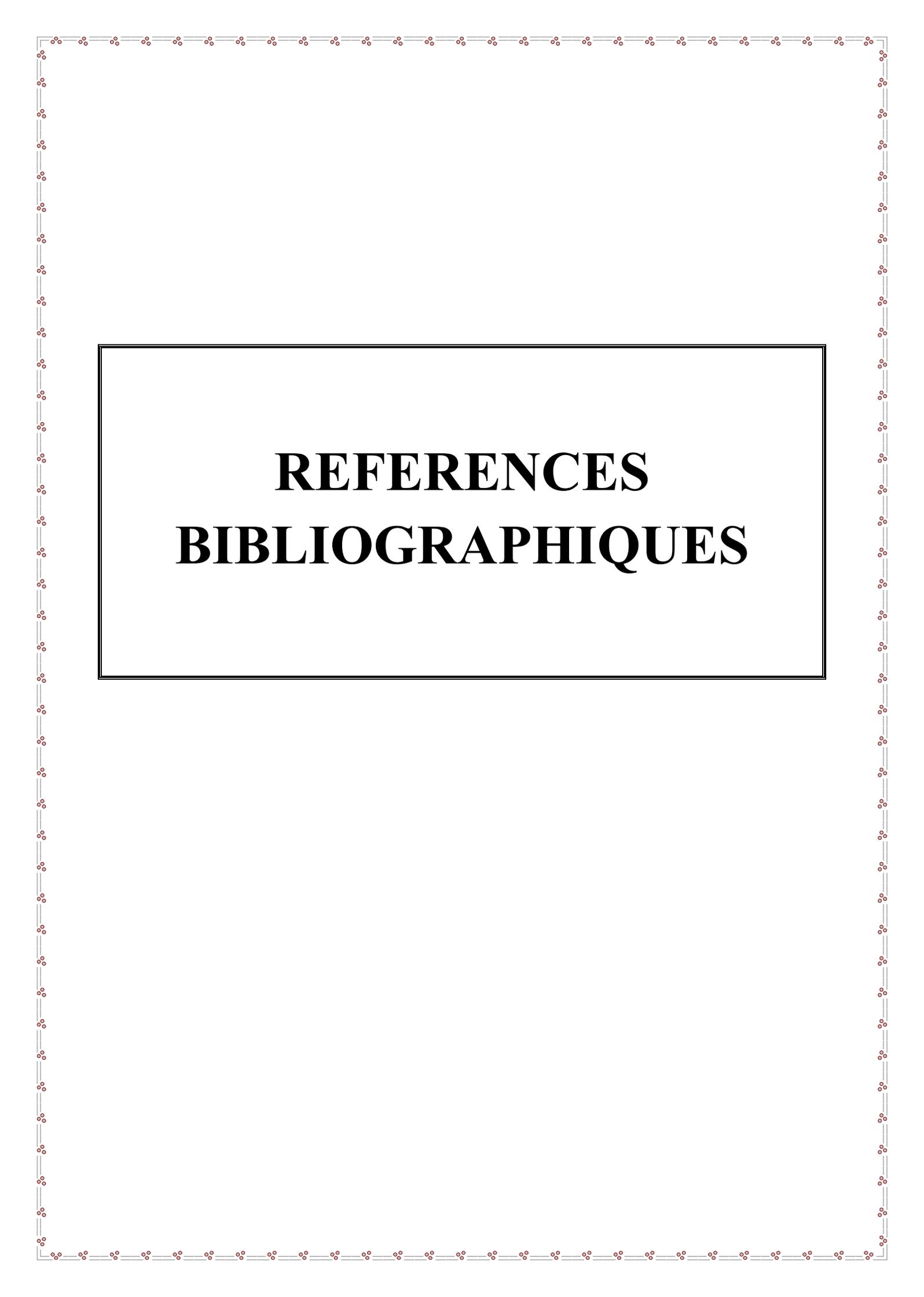
***ETUDE
BIBLIOGRAPHIQUE***



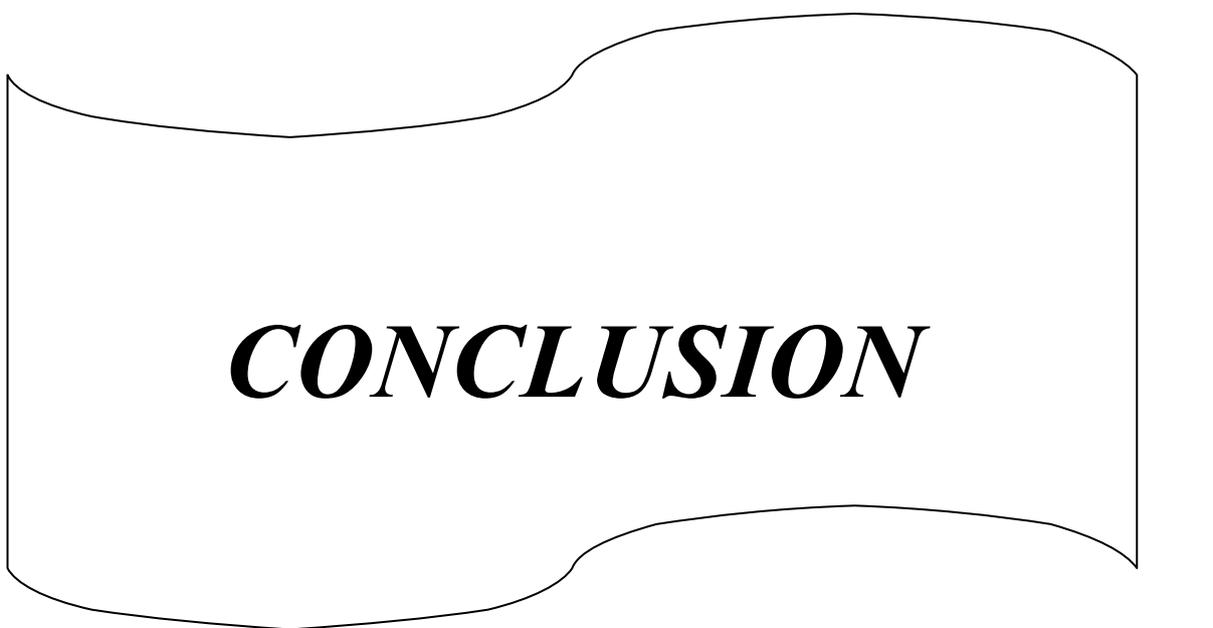
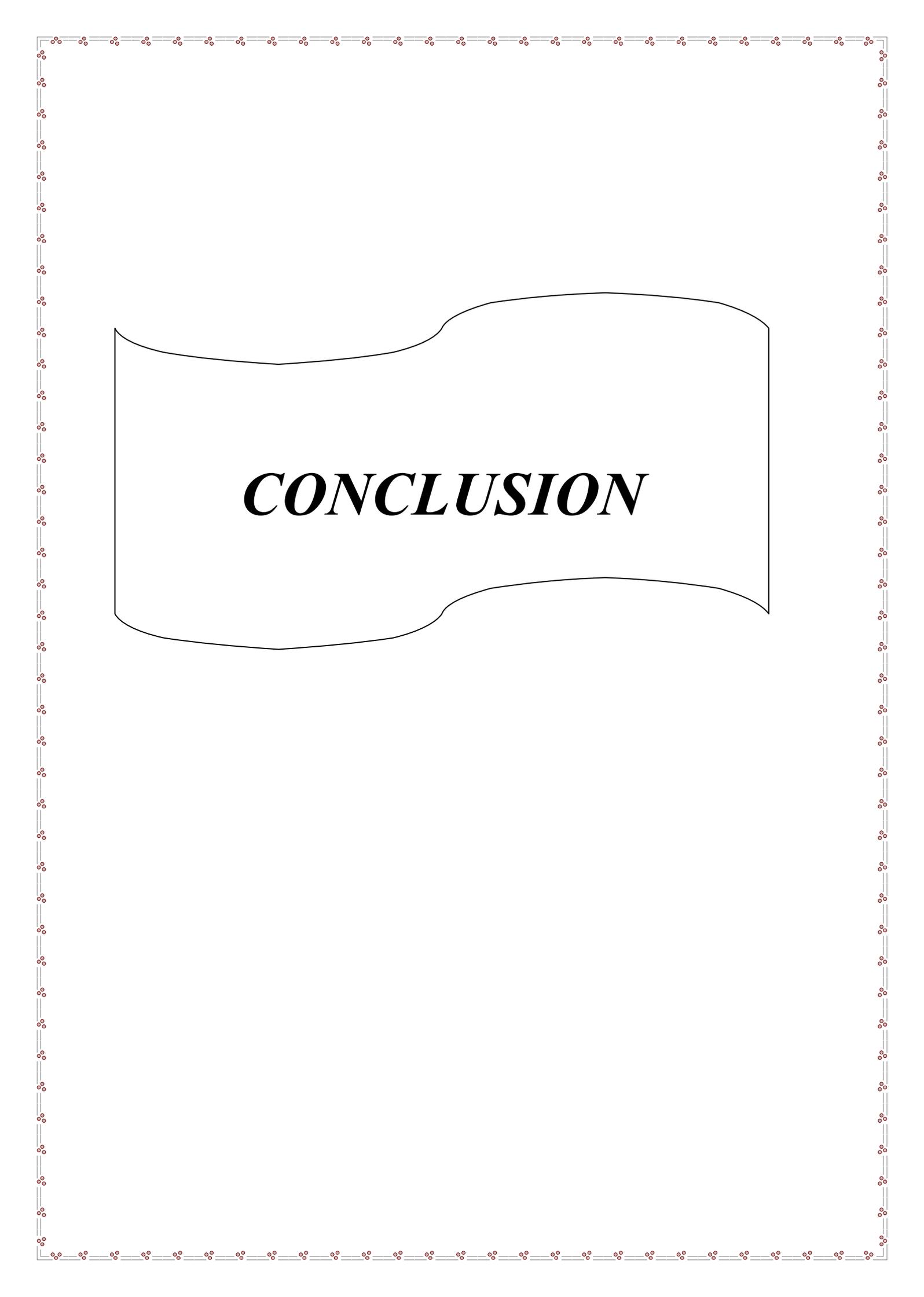
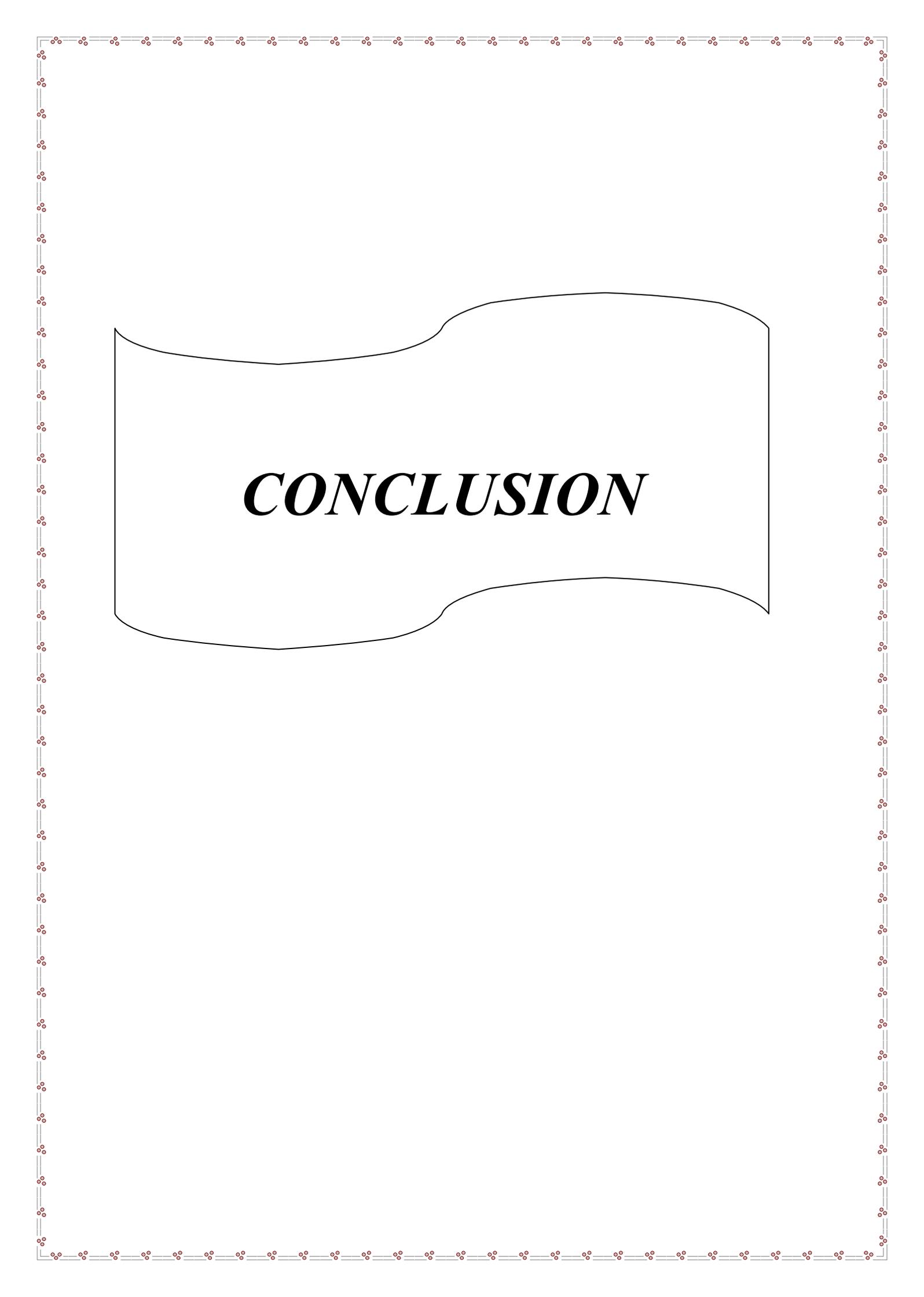
ETUDE
EXPERIMENTALE



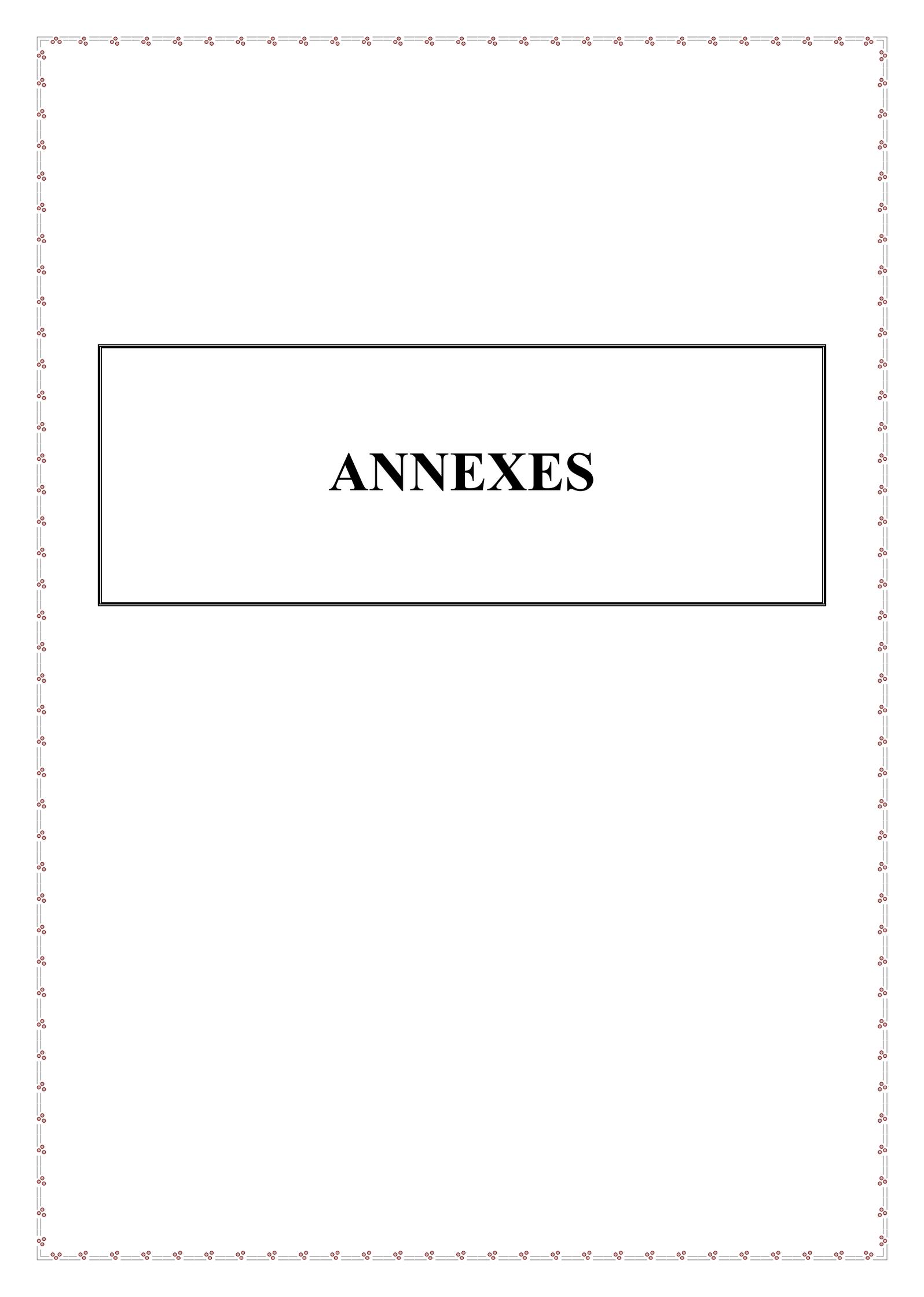
***RESULTATS ET
DISCUSSIONS***



REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES



CONCLUSION



ANNEXES

I .Définition d'une eau usée

Les eaux usées sont des eaux polluées artificiellement ou ayant fait l'objet d'une utilisation (**BARNICH et al ., 2003**). L'eau ainsi collecté dans un réseau d'égout, apparait comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minéral et organique à des teneurs extrêmement variables (**RODIER et al. ,2005**).

Les eaux usées sont toutes les eaux qui parviennent dans les canalisations d'eaux usées dont les propriétés naturelles sont transformées par les utilisations domestiques, les entreprises industrielles, agricoles et autres. On englobe, aussi, les eaux de pluie qui s'écoulent dans ces canalisations (**BLIEFERT et PERRAUD, 2001**)

II. Les différentes origines des eaux usées

Selon **ECKNFELDER (1982)**, les eaux usées proviennent de quatre sources principales :

- Les eaux usées domestiques ;
- Les eaux usées industrielles ;
- Les eaux usées urbaines (Les eaux de pluie et de ruissellement dans les villes) ;
- Le ruissellement dans les zones agricoles.

II.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts (**BAUMONT et al., 2005**).

Selon **MOUSTIER et SMITH (2004)**, pour une habitation, il existe deux types d'eau à évacuer :

- les eaux usées ménagères, ou eaux grises proviennent de la cuisine, de la salle de bains (baignoire, douche, lavabo) ;
- les eaux vannes, ou eaux noires sont essentiellement les eaux de toilettes. Elles présentent une charge bactériologique très élevée caractérisée par les germes de la flore intestinale.

II.2. Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, laboratoire d'analyses médicales, ...etc. Les rejets industriels peuvent suivre trois voies d'assainissement qui sont ; directement rejetés dans le réseau domestique, prétraités puis rejetés dans le réseau domestique, entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel (**BAUMONT et al., 2005**).

Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans prétraitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées. Cette modification est très étroitement liée à l'activité industrielle concernée et peut prendre des formes innombrables. **(BAUMONT et al., 2005)**.

II.3. Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux fluviales, eaux de lavage des caniveaux). Parfois aussi des eaux résiduaires industrielles ainsi que les effluents des établissements collectifs (écoles, hôpitaux, etc....) **(VAILLANT, 1973)**.

II.4. Effluents agricoles

Les pollutions agricoles résultent souvent de l'utilisation des engrais, des produits phytosanitaires : herbicides et pesticides, sans compter les déjections animales qui accompagnent les élevages intensifs, rendant ainsi l'eau impropre à la consommation **(SCHMIDT, 2005)**. L'activité agricole est caractérisée par un important rejet d'azote, de nitrites et de nitrates, que l'on trouve en forte concentration dans les engrais, les pesticides et les purins d'élevages **(LADJEL, 2001)**.

III. Les eaux usées entre le rejet et la réutilisation

Le défi croissant que pose la gestion de l'eau est d'arriver à établir un équilibre entre la demande, l'utilisation de l'eau et le maintien de la qualité, que ce soit à l'échelle locale, régionale ou nationale. Cela est particulièrement difficile dans les régions arides et semi-arides des pays en voie de développement où l'eau est rare et où la population croît rapidement. Par conséquent, il y a des régions où les ressources en eau sont limitées, en particulier pendant les périodes de sécheresse et de demande élevée, et des régions où la consommation d'eau à des fins agricoles est très élevée, d'où l'intérêt que peut présenter la réutilisation de l'eau à l'échelle locale ou régionale **(MEKHALIF, 2009)**. La promotion de la réutilisation des eaux usées traitées constitue un changement d'approche : il ne s'agit plus simplement de mettre à distance les eaux nuisibles en les rejetant dans l'environnement mais de les valoriser **(JANATI, 2009)**.

Selon **VALIRON., (1983)**, La réutilisation de l'eau est définie ainsi : « La réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydrique ».

III.1. Les principales voies de réutilisation

En fonction des exigences de qualité des consommateurs, deux grandes classes de réutilisation peuvent être définies :

- Les usages potables qui peuvent être directs, après un traitement poussé, ou indirects, après passage dans le milieu naturel ;
- Les usages non potables dans les secteurs agricoles (irrigation), industriel et urbain. (BAUMONT *et al*, 2005) (Tableau II).

III.2. Les domaines de réutilisation des eaux usées

III.2.1. Le secteur agricole

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. Pour ce secteur, la réutilisation des eaux pour l'irrigation des cultures améliore les rendements des cultures et apporte des bénéfices financiers (AKIN *et al*., 1989) .

En Algérie, la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation dans est l'une des meilleures solutions qui a donné un exemple de l'importance des eaux réutilisées au Sahara algérien comme une nouvelle source pour l'irrigation (MEZIANI *et al.*, 2012). Par exemple, Le projet de l'assainissement des eaux résiduaires, pluviales et d'irrigation de la région de Souf a pour but d'assurer la collecte, le transit, au besoin la rétention de l'ensemble des eaux polluées, pluviales et usées et de procéder à leur traitement avant leurs rejet dans le milieu naturel. Dans ce but, quatre stations d'épuration par lagunage aéré ont été réalisées. A l'aval des quatre stations d'épuration, un système de collecte des eaux usées traitées est installé avec la possibilité de réutiliser l'eau à des fins agricoles le long de ce système d'évacuation (MEZIANI *et al.*, 2012).

Alors, la réutilisation des eaux usées peut être bénéfique vu que les eaux traitées contiennent des éléments fertilisants qui sont bénéfiques pour les cultures, mais il faut faire attention à ne pas apporter ces éléments fertilisants en excès.(BAUMONT *et al.*, 2005). L'utilisation d'eaux épurées pour l'irrigation doit donc se faire avec précaution. Cette eau usée traitée passe directement du statut d'eau usée au statut de nouvelle ressource après avoir transité par des mécanismes d'épuration (MEZIANI *et al.*, 2012)

III.2.2. Le secteur industriel

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays et types d'industries, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau. Les secteurs les plus grands consommateurs en eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries (MEKHALIF, 2009).

III.2.3. Le secteur urbain et périurbain

♦ Réutilisation pour un usage non-alimentaire

Les usages les plus courants sont l'irrigation d'espaces verts (parcs, golfs, terrains sportifs), l'aménagement paysager (cascades, fontaines, plans d'eau), le lavage des rues ou des véhicules et la protection contre l'incendie (GHADBANE, 2003).

♦ Réutilisation pour un usage alimentaire (eau « potable »)

Le progrès technologique du métier de l'eau permet de produire une eau de très bonne qualité, même à partir des eaux usées. De nombreuses études ont conclu à l'absence d'objection pertinente à la réutilisation des eaux résiduaires correctement traitées à des fins potables. Toutefois, les principales contraintes pour ce type d'usage sont psychologiques et culturelles associées à la perception de l'eau usée comme dangereuse et malsaine. De ce fait, la tendance principale aujourd'hui est l'usage indirect (GHADBANE, 2003) (Tableau I).

Tableau I : milieu de réutilisation d'eau usée

Milieu	Active
Milieu urbain	Irrigation des parcs, des fleurs ; protection le feu ; eau sanitaire dans les centres commerciaux, les industries.
Milieu industriel	Eau de refroidissement (production d'énergie) ; irrigation des terrains
Milieu agricole	Irrigation de certaines cultures

(OMS, 1997)

IV. PRESENTATION DE LA STATION D'EPURATION DE KOLEA

IV. 1. Localisation de la STEP

La station d'épuration des eaux résiduaires de KOLEA a été mise en service en Septembre 1986. Elle est implantée dans la partie la plus basse de la ville, à proximité de l'oued Mazafran. Elle s'étend sur un terrain d'une surface de 180m x150 m, soit 27000 m² (2.7 hectares). Il est à noter que le choix du site été très difficile du fait que les terrains prospectés sont tous agricoles et certains productifs.



Fig.1: Plan de la situation géographique de la STEP KOLEA (Source Google earth)

IV. 2. Capacité de la station

La ville de KOLEA est dotée d'une station d'épuration conçue pour 50 000 eq/hab. Actuellement, cette dernière est en phase de finalisation du module d'extension qui permettra de prendre en charge l'évaluation de la population jusqu'à l'horizon 2020 soit 75000 équivalent d'habitants.

IV. 3. Charge polluante

Le tableau suivant résume les différentes caractéristiques des eaux usées entrant quotidiennement dans la STEP de KOLEA.

Tableau II: Caractéristiques des eaux usées entrant quotidiennement dans la STEP de KOLEA (2013).

Type de pollution	Charge organique
Charge massique de DBO ₅	2.2 Tan/j
Charge massique de DCO	4.3 Tan/j
Charge massique de MES	3.6 Tan/j

IV. 4. Procédés d'épuration

Le choix d'un procédé d'épuration est basé sur la biodégradabilité de l'effluent à traiter c'est-à-dire son aptitude à être décomposé par les microorganismes. Elle est exprimée par le coefficient K qui est défini par le rapport DCO/DBO₅. Ce rapport représente la fraction de la DCO qui est biodégradable (Tableau N°4) (CARDOT, 1999).

Tableau III: Rapport entre le coefficient K et le caractère de l'effluent

K	Caractère de l'effluent
1.5	Spontanément biodégradable
2 à 4	Biodégradable à condition de mettre en place un traitement adéquat. Concerne un effluent urbain
>5	Non biodégradable à un traitement physico- chimique. Concerne un effluent industriel

(CARDOT, 1999)

Dans la STEP de KOLEA, l'épuration des eaux usées brutes se fait par boues activées à faible charge avec digestion anaérobie des boues produites ou aération prolongée.

V. FILIERE DE TRAITEMENT

V.1. Traitement des eaux

La station d'épuration reçoit les eaux usées provenant de la ville de KOLEA pour être traités afin d'être rejetés dans le milieu récepteur.

V. 1.1. Poste de relevage – Arrivée des eaux

Les effluents sont envoyés par pompage par une seule conduite de diamètre $D = 800$ mm vers l'ouvrage de réception qui assure l'alimentation de prétraitement. (Fig.2).



Fig.2 : Poste de relevage (Photo originale)

V.1.2. Prétraitements

V.1. Le prétraitement

Les dispositifs de prétraitement sont présents dans toutes les stations d'épuration domestiques, quels que soient les procédés mis en œuvre en aval. Ils ont pour but d'éliminer les éléments solides les plus grossiers susceptibles de gêner les traitements ultérieurs ou d'endommager les équipements (VANDERMEERSCH ,2005).

V.1.2.1 Dégrillage

Il permet de filtrer les objets ou les débris les plus grossiers véhiculés par les eaux usées. Son principe consiste à faire passer l'eau brute à travers des grilles composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60° à 80° sur l'horizontal (GAID ,1999). Le choix d'espacement des barreaux de la grille est défini par la taille et la nature des déchets acceptés par la STEP. (PRONOST et al ., 2002).

Le dégrillage est assuré par deux grilles courbées fonctionnent d'une façon alternative et à nettoyage automatique. Le refus est régulièrement évacué à l'aide d'un tapis transporteur. En cas

d'immobilisation d'une de ces grilles, une troisième grille à nettoyage manuel est installée entre les deux grilles précédentes (Fig.3).



Fig.3 : Dégrilleur (Photos originales)

V.1.2.2 Dessablage

Il consiste à séparer les résidus qui comprennent de grosses particules (sables) et les boues fines dans un hydro-séparateur (SOUMAH ,2007).

Selon Le PIMPEC (2002), le dessablage a pour but d'éviter la formation des dépôts dans les ouvrages qui détruisent les équipements.

L'opération de dessablage est assurée par deux dessableurs circulaires, chacun des deux dessableurs équipé par deux supresseurs pour l'aération (Fig.4).



Fig.4 : Dessableur (Photo originale)

V. 1.3. Traitement biologiques

V. 1.3.1 Bassin d'aération

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'autoépuration que l'on rencontre dans les milieux naturels, Il consiste à mettre en contact l'eau usée avec une biomasse épuratrice qui est en fait un écosystème simplifié et sélectionné faisant appel à des micro-organismes. Les bactéries digèrent la matière organique à condition de régler convenablement la quantité d'oxygène dissous dans l'eau par rapport à la concentration de la biomasse (BAUDOT et PERERA, 2001).

On provoque le développement d'une culture bactérienne libre sous forme de flocons dans un bassin brassé et aéré et alimenté en eau à épurer. Un brassage est réalisé en surface au moyen de turbine, ou en fond de bassin par diffusion de bulles d'air. Il a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée ; l'aération qui se fait à partir de l'oxygène de l'air a pour but de dissoudre cet oxygène dans l'eau et de répondre ainsi aux besoins des bactéries épuratrices aérobies.

Une partie des boues formées sera recyclé dans le bassin d'aération pour en assurer le réensemencement en micro-organisme, l'excès de boues étant extrait et traité.

Dans la plupart des cas, l'effluent peut être rejeté dans le milieu naturel après la clarification : le rejet se fait par un canal équipé de capteurs de mesure pour la surveillance de la station (AUSSEL *et al.* ,2004).

La station d'épuration de KOLEA est dotée de trois bassins d'aération, chacun des bassins est équipée de quatre aérateurs de surface mécanique qui assurent l'oxygénation et le brassage de la liqueur mixte (Fig.5).



Fig.5 : Bassins d'aérations (Photos originales)

V. 1.3.2 Décanteur secondaire

La liqueur mixte (eau + boues activées) arrive de l'aérateur biologique au décanteur secondaire par l'intermédiaire de conduites. Les boues activées décantent et l'eau épurée déborde. Les boues en excès sont envoyées vers un traitement de boues. La station d'épuration de KOLEA est dotée de trois décanteurs secondaires, chaque décanteur est équipé d'un racleur circulaire (Fig.6).



Fig.6: Décanteur secondaire (Photo originale)

V.2. Sortie de l'eau épurée

La quantité des eaux usées traitées journalière est environ 500m³ (Fig.7).



Fig.7 : Sortie de l'eau épurée (Photo originale)

V.3. Recirculation des boues

Une partie des boues secondaires est évacuée en aval vers le traitement des boues, l'autre partie des boues qui dites (boues en excès) sont recyclée vers le bassin d'aération sont défectueuses avec deux pompes pour maintenir la masse biologique nécessaire au fonctionnement de l'installation (Fig.8).



Fig.8 : Recirculation des boues (Photo originale)

V.4. Traitement des boues

La réduction de volume de boues est généralement réalisée par deux procédés :

- L'épaississement
- La déshydratation.

V.4.1 L'épaississement

Le premier stade consiste à éliminer le maximum d'eau dans une étape d'épaississement, cette étape est indispensable pour diminuer la taille des ouvrages des traitements en aval et améliorer leur fonctionnement (**LAZAROVA et MANEM, 1994**).

La station d'épuration de KOLEA est dotée de deux épaisseurs de boues de forme circulaire (Fig.9).



Fig.9 : L'épasseur (Photo originale)

V.4.2 La déshydratation

La déshydratation est un procédé qui consiste à réduire par des moyens physiques, la teneur en eau d'une boue humide généralement conditionnée par un agent coagulant (AFNOR, 1994).

La déshydratation des boues en excès est assurée par une presse à bande filtrante (fig.13). Les boues à traiter, après avoir mélangée à une solution de polyélectrolyte (PE), sont déversées sur un tapis roulant perméable qui permet un premier drainage naturel. La boue est ensuite pressée entre deux bandes et chemine entre une série de rouleaux de diamètre croissant. La boue subissant à cette grande pression perd une grande quantité d'eau. La boue obtenue est appelée « gâteau » et montre un aspect beaucoup plus sec.



Fig.10: La déshydratation (La presse) (Photos originales)

VI. Norme de rejet et d'irrigation appliquée en Algérie

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépassée ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné. Une norme est fixée par une loi, une directive, un décret, loi (OMS 2006).

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé respective pour les eaux usées sont représentées dans les tableaux IV et V.

Tableau IV. Normes de rejets de l'OMS 2006 appliquées en Algérie

Paramètres	Unités	Normes
Température	C°	30
conductivité	µs/cm	1250
pH	/	6.5 à 8.5
MES	mg /l	30
DBO5	mg /l	30
DCO	mg /l	90
Azote totale	mg /l	50
Nitrate	mg /l	50
Phosphate	mg /l	02
Huile et graisse	mg /l	20
Détergeant	mg /l	01

OMS (2006)**Tableau V :** Normes de l'irrigation de l'OMS 2006 appliquées en Algérie.

Paramètres	Unités	Normes
pH		6.5 à 8.5
Conductivité électrique	µs/cm	3
MES	mg /l	70
DCO	mg /l	40
DBO ₅	mg /l	30
N ₃ ⁻	mg /l	50
N ₂ ⁻	mg /l	1
P ₄ ³⁻	mg /l	0.94
CL	mg /l	1065
Na ⁺	mg /l	920
Cd ²⁺	mg /l	0.01
Pb ²⁺	mg /l	0.05
NH ₄ ⁺	mg /l	2

OMS (2006)

ANNEXE – I

Matériel pour les analyses physicochimiques

▣ Appareils

- ✓ Spectrophotomètre (HACH) DR 2800 et 4000
- ✓ Centrifugeuse avec accessoires
- ✓ Four a moufle
- ✓ Dessiccateur
- ✓ Incubateur pour DBO à 20°C
- ✓ Etuve BINDER à 105°C
- ✓ Pompe à vide
- ✓ Dispositif de filtration
- ✓ Papiers filtres à 0.45 µm
- ✓ pH mètre
- ✓ Microscope optique
- ✓ Balance de précision du laboratoire
- ✓ Thermostat

▣ Verreries

- ✓ Entonnoir
- ✓ Eprouvette 1l, 100ml.
- ✓ Tubes à essai
- ✓ Becher
- ✓ Pissette
- ✓ Boite de pétri
- ✓ Lames
- ✓ Lamelles
- ✓ Pipettes 1ml, 2ml, 5ml
- ✓ portoir
- ✓ bec bensen
- ✓ pince stérile, membrane filtrante
- ✓ des creusets

ANNEXE –III

Matériel pour les analyses microbiologiques

‡ Milieu de culture

- ✓ Gélose SLANETZ et BERTLEY avec TTC
- ✓ Gélose B.E.A
- ✓ Bouillon au sélénite de sodium cystéine (SFB)
- ✓ Gélose Hektoen
- ✓ Eau Peptonée Alcaline (EPA)
- ✓ Gélose nutritive alcaline biliée GNAB)
- ✓ Gélose viande foie (VF)

‡ Appareillage

- ✓ Bain marie
- ✓ Bec-bensen
- ✓ Boîtes de pétri
- ✓ Fioles 250ml, 500ml
- ✓ Incubateurs à 37°C et 44°C ±0,5°C
- ✓ Lamelles
- ✓ Lames
- ✓ Microscope optique
- ✓ Pipettes pasteur
- ✓ Lampe à ultraviolets d'une longueur d'onde de 365 nm
- ✓ Ampoules de milieu de culture Colilert et Enterolert
- ✓ Comparateur Colilert

‡ Composition des différents milieux de culture

➤ **Gélose SLANETZ et BERTLEY avec TTC**

Glucose
Azide de sodium
TTC (chlorure de 2-3-5 triphényltétrazolum)

➤ **Bouillon au sélénite de sodium cystéine (SFB)**

Peptone pancréatique de caséine
Lactose
Monohydrogénosélénite de Na
1-Cystéine
Eau distillée
Ajuster le Ph à 7±0 .2

➤ **Gélose Hektoen**

Peptone pepsique de viande
Extrait de levure
Sels biliaires
Lactose
Saccharose

Salicine
Chlorure de sodium
Hyposulfite de sodium
Citrate de fer ammoniacal
Bleu de bromothymol
Fushine acide
Gélose

Diluer, chauffer, refroidir le milieu à 45-50°C puis couler en boîtes de pétri.

➤ **Eau Peptonée Alcaline (EPA)**

Peptone
Lactose
Monohydrogénophosphate de Na
Dihydrogénophosphate de K
Eau distillée
Ajuster le ph à $7,2 \pm 0,1$, autoclaver à $121 \pm 1^\circ\text{C}/15$ min.

➤ **Gélose nutritive alcaline biliée (GNAB)**

Peptone
Extrait de viande
Chlorure de sodium
Agar
Eau distillée
Dissoudre, ajuster le pH à 9, stériliser à l'autoclave à $121^\circ\text{C}/20$ min

➤ **Gélose viande foie (VF)**

Glucose
Amidon
Agar
Eau distillée
Ajuster le ph à 7,6-7.8, stériliser pendant 15 minutes à 121°C .

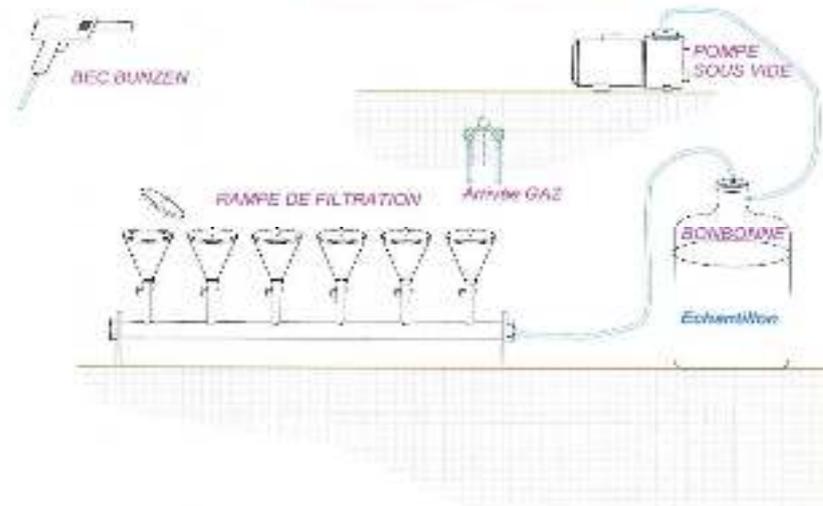
‡ **Réactifs et produits chimiques**

Acide ascorbique
Dichloroisocyanurate de sodium
Sulfate de zinc
Acide acétique
Éther

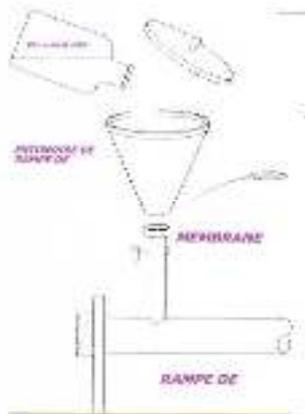
ANNEXE-III

	Recherche et dénombrement des Entérocoques intestinaux Méthode par filtration sur membrane	Identification : MO.01.Labc.05 Version : A Page : 6/6. Date d'application : 01/01/2009
---	---	---

PRESENTATION DU MATERIEL



APPLICATION



Milieu Sianetz et Bartley



Placer le filtre dans la boîte pétri contenant la gélose Sianetz et Bartley.

Mettre la boîte de pétri dans l'incubateur à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 44 ± 4 h.



Après incubation, les entérocoques intestinaux typiques donnent des colonies bombées de taille moyenne, rose ou rouge.

Milieu B. E. A



Transférer le filtre au moyen d'une pince stérile, sans retournement sur la boîte de pétri contenant la gélose B.E.A qui a été préchauffé au préalable à 44°C .

Faire incuber à $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$ pendant 2h



Compter les colonies entourées d'un halo noir indiquant l'esculine plus.

Fig.51 : Recherche des Entérocoques par filtration

	<p align="center">Recherche et dénombrement des Spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices Méthode par filtration sur membrane</p>	<p>Identification : MO.DT.LabC.03 Version : A. Page : 6/6. Date d'application : 01/01/2009</p>
---	---	--

Logigramme

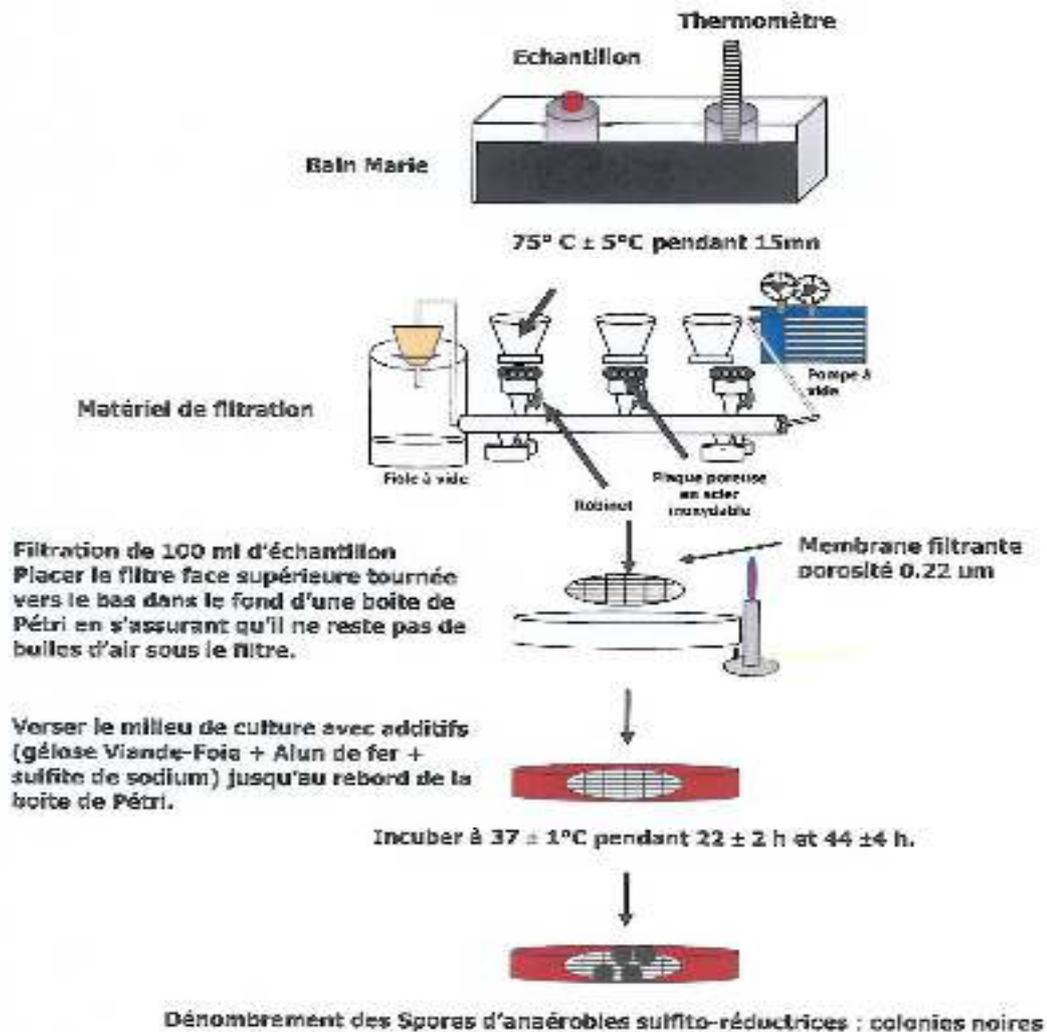


Fig.52 : Recherche des ASR par filtration

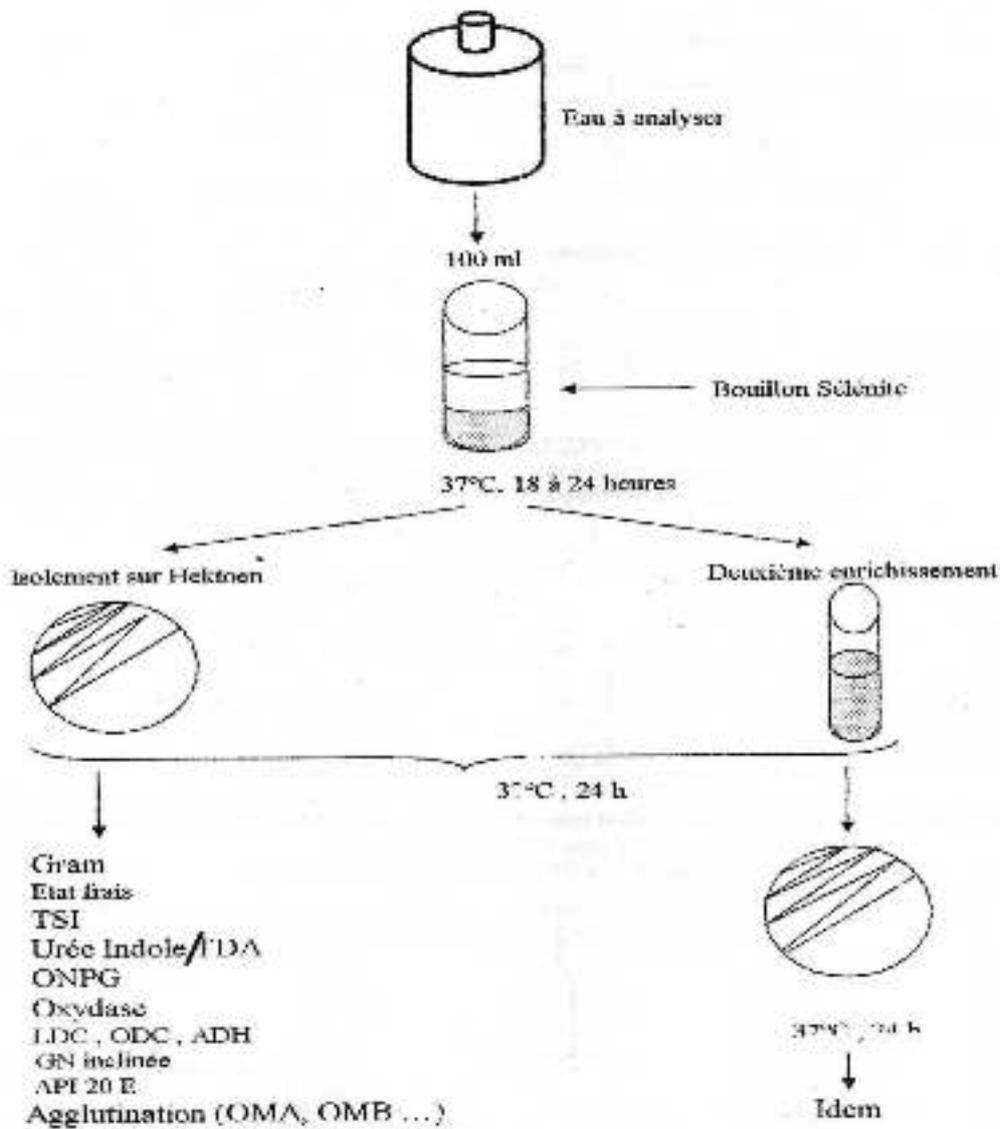


Fig.53 : Recherche des salmonelles

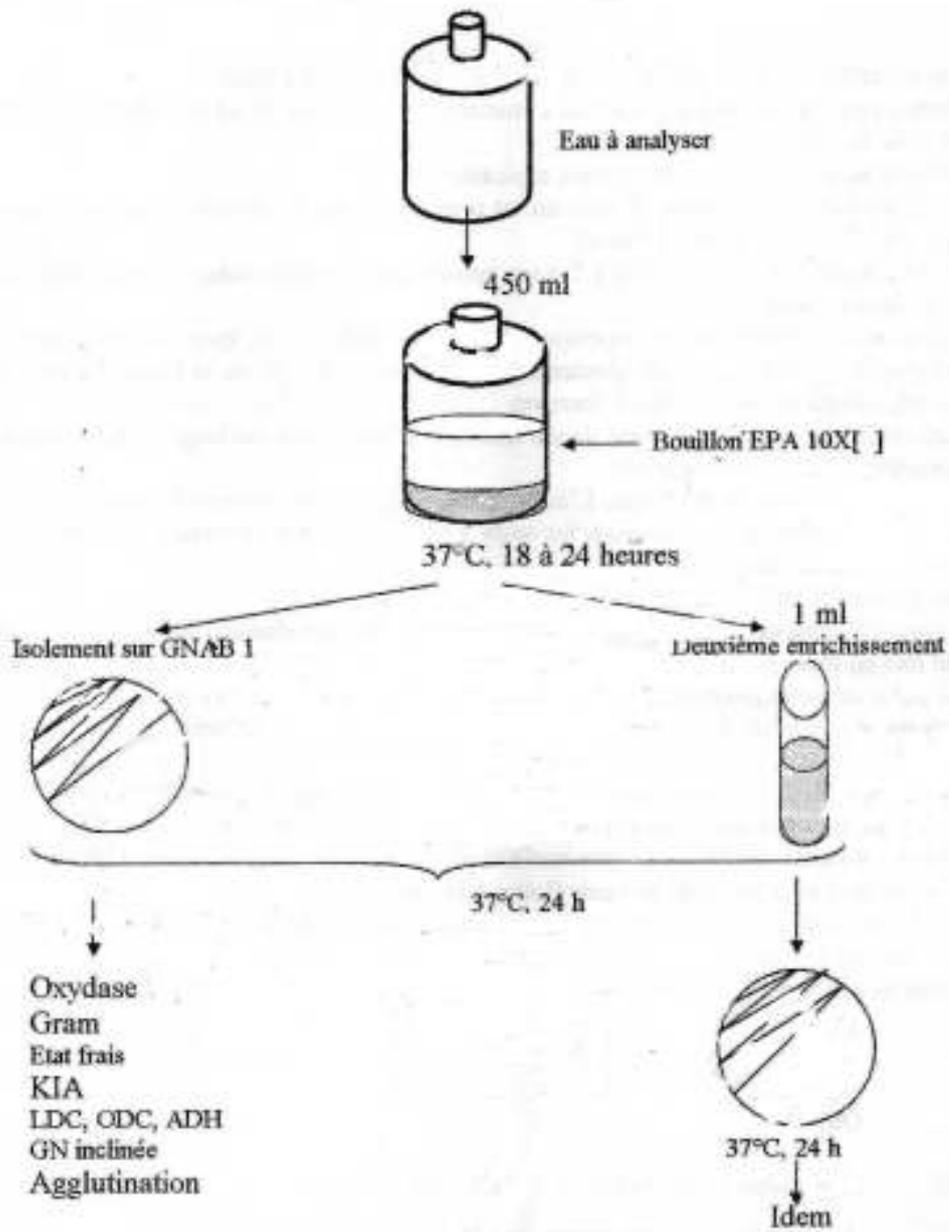


Fig.54 : Recherche des vibrions cholériques

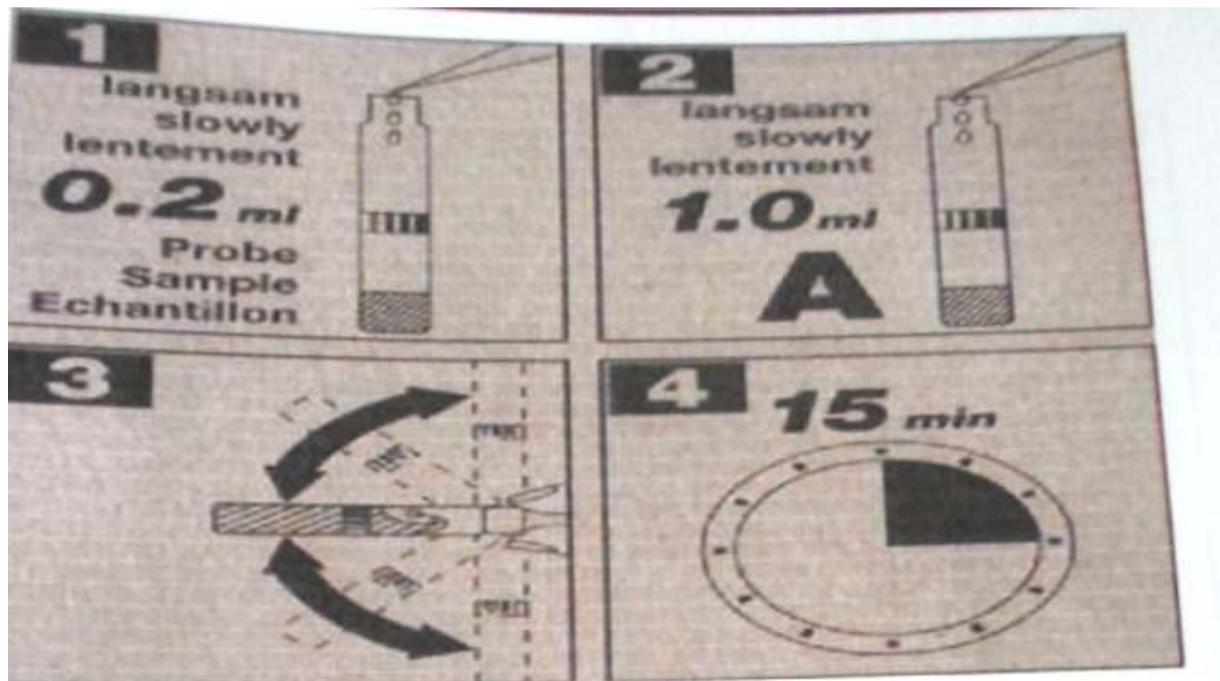


Schéma récapitulatif pour le dosage des Nitrates.

Fig.55 : Schéma récapitulatif pour le dosage des nitrates

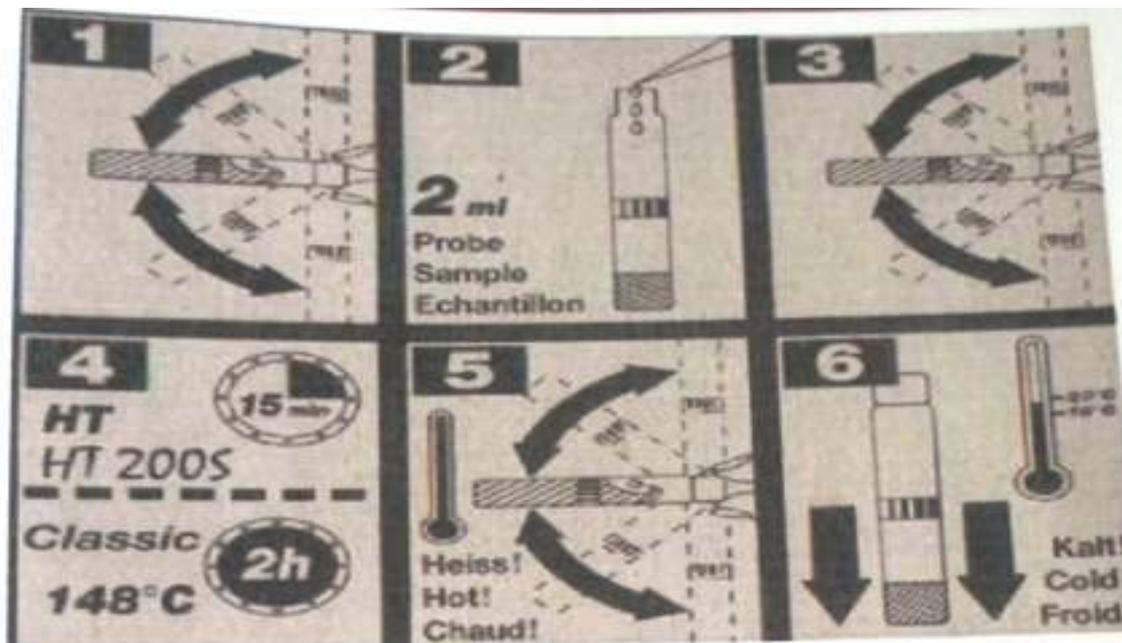


Schéma récapitulatif du mode opératoire pour la détermination de la DCO.

Fig.56 : Schéma récapitulatif du mode opératoire pour la détermination de la DCO

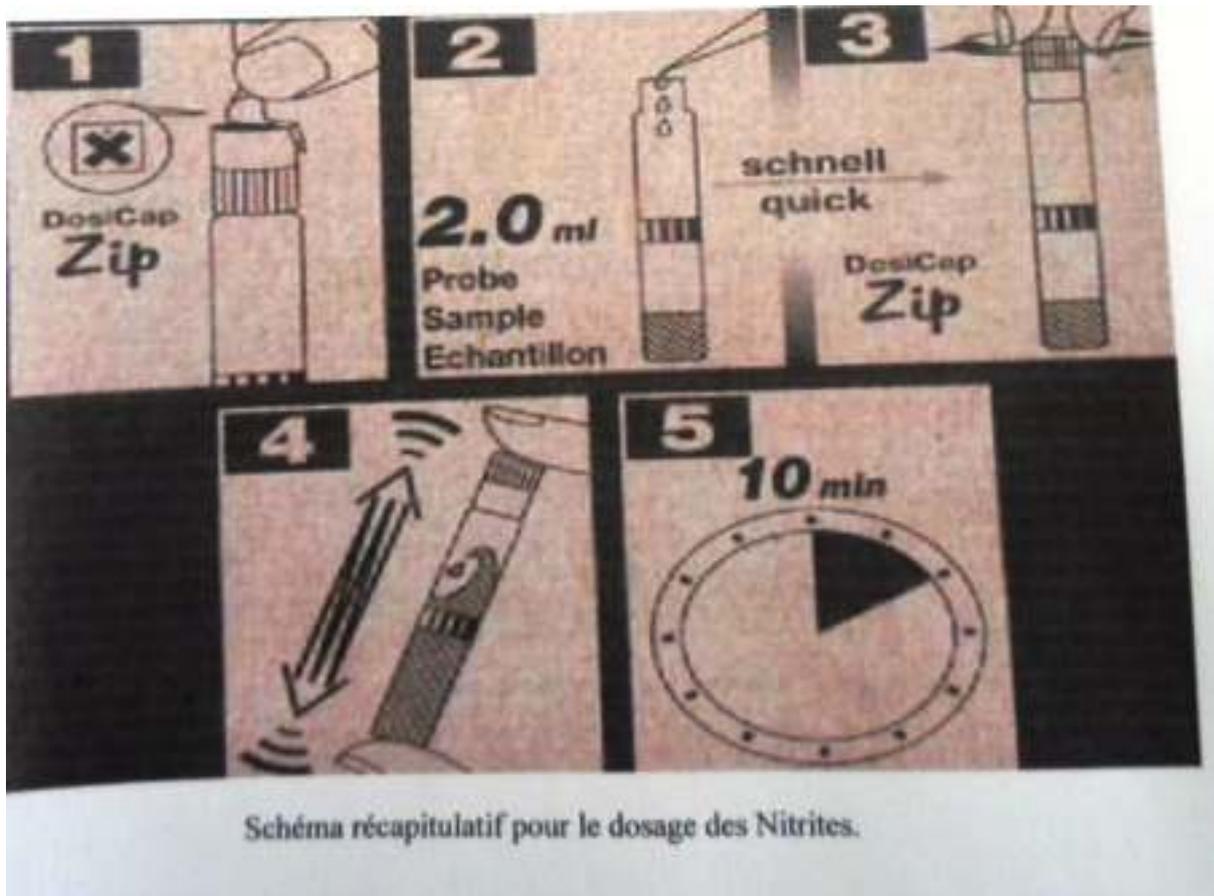


Fig.57 : schéma récapitulatif pour le dosage des nitrites

Tableau XI : Les volumes et les gammes de DBO5

Gamme de DBO5 (mg/l)	Volume d'échantillon nécessaire (ml)
0 – 35	420
0 – 70	355
0 – 350	160
0 - 700	95

ANNEXES IV

Tableau XII. Résultats des analyses physico-chimiques

Paramètres	pH		T°		Conductivité		MES		DCO		DBO5		NT		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		NH ₄ ⁺		PO ₄ ³⁻		DCO/DBO5
	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB
P1:03/02/2013	8,04	8,22	11,7	12,6	835	946	485	15	480	50,3	254	10	74	47	0,291	0,6	1,03	0,591	24,31	11,92	2,38	0,49	1,88
P2 :12/02/2013	8,1	8,25	15	14,8	780	920	151	25	504	89,3	276	31	46	20	0,321	0,84	1,23	0,832	29,35	15,11	3,16	0,68	1,82
P3 :16/02/2013	8,02	8,13	15,8	15,7	1543	1316	571	24	553	34,9	369	6,5	51	22	0,285	0,044	0,663	0,16	37,74	13,03	4,14	0,17	1,49
P4 :21/02/2013	7,57	7,8	12	11,8	1576	1446	837	30	553	30,4	382	1,4	48,2	42,8	0,291	0,079	1,21	0,681	35,65	12,05	5,41	2,01	1,44
P5 :27/02/2013	8	8,28	12,5	11,8	1474	1258	489	34	458	50,9	341	2,3	69,2	26,6	0,883	1,72	1,58	0,597	30,6	9,13	4,92	1,52	1,34
P6 :04/03/2013	8,5	8,1	17,2	16,5	1374	1245	938	40	506	51	289	1,2	94,9	42	1,1	0,8	0,05	0,026	45,2	16	4,28	2,03	1,75
P7 :18/03/2013	7,64	7,73	16,8	15,6	1321	1367	208	5	243	38,7	230	2,8	35,6	27,3	0,425	0,691	1,34	0,348	36,8	13,6	2,22	1,17	1,05
P8 :24/03/2013	7,32	7,3	18,5	19	1075	1396	723	35	555	42,8	280	9	36,3	48,2	0,307	0,68	1,36	18,1	32,4	12,4	1,75	4,64	1,98
P9 :29/03/2013	7,28	7,44	16,2	15,5	1400	1296	817	26	331	26,6	197	9,5	24,2	17	0,181	0,099	0,394	0,581	21,2	12,4	2,15	0,55	1,68
P10 :02/04/2013	7,43	7,58	12,3	12,6	1470	1168	759	14	308	45,2	88	4,4	15,7	31,3	0,153	0,145	0,45	1,54	38,96	6	7,14	1,13	3,5
P11 :07/04/2013	7,59	7,46	18,5	18,8	1508	1112	134	11,9	642	14,8	518	5,7	56,9	12	0,17	0,08	0,621	0,197	27,12	9,53	4,88	0,9	1,23
P12 :14/04/2013	7,35	7,47	13,5	13,9	1593	1397	690	47	578	150	340	5,5	72	38,2	0,479	0,093	0,461	0,009	32,8	11,6	3,86	0,77	1,7
P13 :19/04/2013	7,26	7,38	15,2	15,1	1611	1448	733	53	671	157	200	18	73	46	0,255	0,09	0,81	0,328	28	10	5,38	3,62	3,35
P14 :29/04/2013	7,26	7,36	17,1	17,8	1443	1392	255	19	378	114	364	8,1	60,7	40,7	0,561	0,096	0,313	0,041	24,3	6,9	14	3,04	1,03
P15 :04/05/2013	7,42	7,36	14,7	13,8	308	360	471	44	443	86,1	170	6,5	39,8	41,5	0,125	0,059	0,812	0,139	22,7	13,59	7,23	3,09	2,6
P16 :09/05/2013	7,75	7,73	18,1	18,1	1473	1365	341	20	251	48,6	180	7,5	44	30,7	0,271	0,047	0,11	0,31	32,3	18,5	10,8	5,09	1,39

ANNEXES V

Tableau XIII. Résultats des analyses microbiologiques

paramètres	Coliformes totaux		Coliformes fécaux		entérocoques		ASR		salmonelles		vibron	
	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET
P6 :04/03/2013	424.5 10^6	216.4 10^5	245.8 10^6	95.5 10^5	20 10^6	10.5 10^5	1 10^4	5 10^3	0	0	0	0
P7 :18/03/2013	2 10^7	12.1 10^5	1 10^7	8.5 10^5	8.6 10^6	3.1 10^5	5 10^4	2 10^3	0	0	0	0
P8 :24/03/2013	29.9 10^6	7.4 10^4	17.5 10^6	4.1 10^4	13.5 10^6	2 10^5	13 10^5	1 10^4	0	0	0	0
P9 :29/03/2013	24.1 10^6	78 10^3	17.3 10^5	9.2 10^3	68.9 10^5	44.1 10^3	15 10^3	1 10^3	0	0	0	0
P10:02/04/2013	1011.2 10^6	61.8 10^3	980.4 10^4	48.7 10^3	18 10^5	11 10^4	1 10^4	1 10^3	0	0	0	0
P11:07/04/2013	691.0 10^5	97.3 10^4	290.5 10^5	50.6 10^4	22 10^5	14.2 10^4	3 10^5	2 10^4	0	0	0	0
P ₁₂ : 14/04/2013	2419.6 10^5	1732.9 10^4	1203.3 10^5	658.6 10^4	46 10^5	240 10^4	17 10^3	11 10^3	0	0	0	0
P13:19/04/2013	2419.6 10^6	437.4 10^5	1732.9 10^6	322.3 10^5	275.5 10^6	1553.1 10^4	15 10^3	13 10^2	0	0	0	0
P14:29/04/2013	1986.3 10^6	1011.2 10^5	365.4 10^6	90.9 10^5	186 10^5	58.3 10^4	15 10^2	1 10^2	0	0	0	0
P15:04/05/2013	2419.6 10^6	2419.6 10^4	461.1 10^6	101.2 10^4	38.3 10^5	24.6 10^4	2 10^2	5 10^1	0	0	0	0
P16:09/05/2013	1553.1 10^6	437.4 10^4	161 10^6	60.4 10^4	275.5 10^6	1553.1 10^4	1 10^3	1 10^2	0	0	0	0

ANNEXES VI

Tableau XIV. Résultats des analyses parasitologiques

	<i>Entamoeba coli</i>		<i>Ascaris sp</i>		<i>Tenia sp</i>		<i>Hymenolepis nana</i>		<i>Hymenolepis diminuta</i>		<i>Taxocara sp</i>		<i>trongyloides sp</i>		<i>Schistosoma sp</i>	
	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET	EB	ET
P13:19/04/2013	180	30	144	18	36	0	60	36	66	0	18	0	138	0	0	0
P14:29/04/2013	120	0	66	0	12	0	54	0	42	0	0	0	120	0	36	0
P15:04/05/2013	150	0	90	12	60	0	72	18	60	0	6	0	180	0	18	0
P16:09/05/2013	96	0	84	6	24	0	36	0	48	0	12	0	90	0	0	0

Tableau XV. Nombre d'œufs d'helminthes suivants les étapes de traitement

	EB	ET
P13:19/04/2013	462	54
P14:29/04/2013	3 30	0
P15:04/05/2013	486	30
P16:09/05/2013	294	6
Somme	1572	90
Moyenne	393	22 ,5

Tableau XVI. Nombre des kystes de protozoaires suivants les étapes de traitement

	EB	ET
P13:19/04/2013	180	30
P14:29/04/2013	120	0
P15:04/05/2013	150	0
P16:09/05/2013	96	0
Somme	546	30
Moyenne	136,5	7,5

ANNEXES VIII

Tableau XVII. Normes de rejets de l'OMS 2006 appliquées en Algérie

Paramètres	Unités	Normes
Température	C°	30
conductivité	µs/cm	1250
pH	/	6.5 à 8.5
MES	mg /l	30
DBO5	mg /l	30
DCO	mg /l	90
Azote totale	mg /l	50
Nitrate	mg /l	50
Phosphate	mg /l	02
Huile et graisse	mg /l	20
Détergeant	mg /l	01

Tableau XVIII. Normes microbiologiques

Paramètres	Concentration
☒ Bactéries	
Coliformes totaux	10^3 - 10^6
Coliformes fécaux	10 - 10^6
Entérocoques	10 - 10^5
Salmonelles	0 – 10
Vibron cholériques	0 - 10
☒ Parasite	
Kystes de protozoaires	
Œufs d'helminthes	0 - 10

ANNEXES VIII



Bain marie



Lampe UV



Spectrophotometre



pH metre



Centrifugeuse



Thermostat



Balance



Etuve



Quanty-Tray Sealer



Comparateur



Rampe de filtration



Compteur des colonies



Garniture



Pompe à vide



Microscope



Spectrophotometre DR2800

ANNEXE



Tablette B (LCK 338) pour le NT



Tube de mesure de nitrite
(LCK 341)



tube de mesure de DCO



Solution D (LCK 338 A) pour NT



Solution A (LCK 338 A) pour NT



Micro cap « C » pour le NT



Tube LCK 338) pour NT