

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Saad Dahlab Blida
Faculté des sciences de la nature et de la vie
Département de Biologie et physiologie cellulaire

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master II

Option : Restauration des milieux aquatiques continentaux

Thème :

Evaluation de l'efficacité du traitement des eaux usées de la station d'épuration de Reghaia sur le plan physico-chimique et bactériologique et évaluation de l'antibiorésistance de *Pseudomonas aeruginosa*.

Présenté par :

M^{lle} Benmira Hanene.

Devant le jury composé de:

Mr Hamaidi M.S	MCA	Promoteur
Mme Radi.N	MAA	Présidente
Mme Khettar.S	MAA	Examinatrice

Soutenu publiquement le : 15-06-2015.

Département de Biologie et
physiologie cellulaire

Samsung

[REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE]

[Tapez le résumé du document ici. Il s'agit généralement d'une courte synthèse du document. Tapez le résumé du document ici. Il s'agit généralement d'une courte synthèse du document.]

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier en premier lieu le bon Dieu de m'avoir guidé et donné la patience, la santé et surtout beaucoup de courage et de volonté pour accomplir notre stage et achever ce modeste travail pour enfin pouvoir le mettre entre vos mains.

Ce mémoire est aujourd'hui l'occasion pour remercier plusieurs personnes et je tiens à commencer par mon promoteur Mr Hamaidi M^{ed} Saïd pour le soin qu'il a apporté à la direction de ce travail, pour la confiance énorme qu'il m'a attribué et pour ses suggestions et conseils.

Je tiens à exprimer notre sincère reconnaissance à Mme Hamaidi.F pour son aide très précieuse et le temps qu'elle m'a consacré tout au long de notre expérience.

Je tiens à remercier notre Co-promoteur au niveau de la SEAAAL, Mme pour son aide et sa présence à chaque fois que j'avait besoin d'elle.

Mes remerciements vont également à tout le personnel du laboratoire central de la SEAAAL, qui m'a mis sur le bon chemin et fait leur possible pour m'aider pendant mon stage.

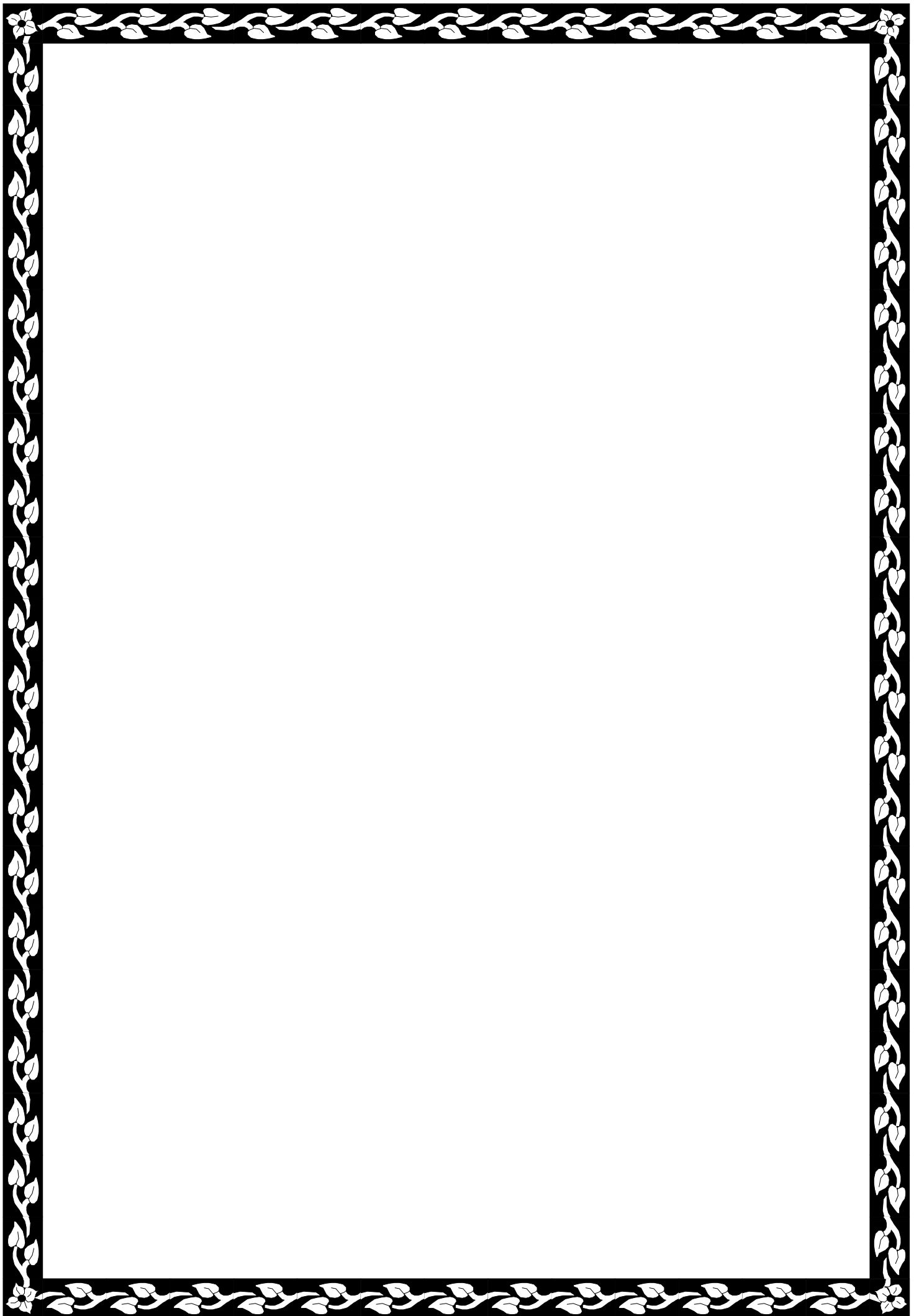
Un spécial remerciement va à Mr Akil Adem Hichem pour sa qualité humaine et son énorme patience et gentillesse.

Un grand merci au chef de la station d'épuration de et Reghaïa ainsi que tout le personnel du laboratoire.

J'adresse mes remerciements à Mme Radi.N de m'avoir fait l'honneur de présider le jury.

J'exprime ma profonde gratitude à Mme Khettar.S d'avoir accepté d'examiner mon travail et d'apporter ses critiques tant constructives.

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



Dédicace

Tout d'abord, je remercie Dieu le tout puissant de m'avoir permis de réaliser ce travail.

Je dédie ce modeste travail à la pensée de ma très chère grand-mère que dieu l'accueille dans son vaste paradis.

A la lumière de ma vie et ma raison de vivre, ma chère mère et mon cher père qui m'ont donné tout l'amour et l'affection dont un enfant à besoin, ils m'ont toujours encouragé, conseillé et guidé vers le droit chemin et accordé une confiance énorme.

« Maman, Papa merci d'être toujours à mes cotés et de m'aimer telle que je suis, je ne pourrai jamais vous remercier assez, je vous aime profondément et je vous aimerai jusqu'à la fin de mes jours ».

A mes sœurs chéries Amel, Karima et Sissi, c'est avec elles que j'ai partagé toute bonne et mauvaise chose. Merci pour votre présence à chaque fois que j'avais besoin de réconfort, pour votre amour infini et votre encouragement.

A mes beaux frères adorés Yacine et Ouadie, pour tous vos conseils et vos encouragements.

A mes oncles et tantes maternelles et paternelles et très spécialement mon très cher oncle Samir, qui sans lui et sa précieuse aide et surtout son énorme encouragement je n'aurais jamais pu faire mon stage, a toi Samir merci beaucoup.

A mes meilleurs amis Soheyb, Ranida, Athmane et mes copines, Racha et Lilya, pour leur présence à tout moment.

Je voudrai enfin exprimer toute mon affection à tous ceux qui me connaissent de près ou de loin et à qui je dédie ce modeste travail. Tout mon souhait est d'être à la hauteur de leur espérance en moi.

HANENE

Liste des abréviations

ATB : antibiotique.

ATU : Allythiourée.

CE : Conductivité Electrique.

CF : Coliformes Fécaux.

CFA : Analyse à Flux Continu.

CT : Coliformes Totaux.

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

EBR : Eau Brute Reghaia.

EER : Eau Epurée Reghaia.

JORA : journal officiel de la république Algérienne.

MES : Matières En Suspension.

MVS : Matières Volatiles Sèches.

OD : Oxygène Dissout.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

ONA : Office Nationale de l'Assainissement.

SF : streptocoques fécaux.

STEP : Station d'Epuration.

TIAC : Toxi-infection Alimentaire Collective.

UFC : Unité Formant Colonie.

Liste des tableaux

Tableau I	Différents types de pollution des eaux.	3
Tableau II	Mode de traitement en fonction du rapport (DCO/DBO ₅).	5
Tableau III	Principales maladies d'origine hydrique et leurs agents responsables.	7
Tableau IV	Principe et but des différentes opérations de prétraitement.	10
Tableau V	Données de base de la STEP de Reghaia.	17
Tableau VI	Valeurs caractéristiques du rapport R.	23
Tableau VII	Caractéristiques biochimiques de quelques espèces de <i>Staphylococcus</i> .	34
Tableau VIII	Estimation de la minéralisation à partir de la conductivité.	43
Tableau IX	Résultats de l'analyse de l'antibiorésistance de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .	61
Tableau X	Résultats des analyses physico-chimiques de la STEP de Reghaia.	Annexe IV
Tableau XI	Résultats des analyses bactériologiques de la STEP de Reghaia.	Annexe IV
Tableau XII	Rendements épuratoires des principaux paramètres physico-chimiques.	Annexe V
Tableau XIII	Rendements épuratoires des principaux paramètres bactériologiques.	Annexe V
Tableau XIV	Normes physico-chimiques de rejet selon l'OMS 2006 et le JORA 2006, 2012,2013	Annexe VI
Tableau XV	Normes microbiologiques de rejet des eaux épurées.	Annexe VI
Tableau XVI	Normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation.	Annexe VI
Tableau XVII	Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. ONA 2005.	Annexe VI

Liste des figures

Fig 1	Etapes d'une filière de traitement des eaux.	13
Fig 2	Mode d'action des antibiotiques.	15
Fig 3	Station d'épuration de Reghaia.	16
Fig 4	Composition de l'échantillonneur automatique.	18
Fig 5	Echantillonneur automatique.	18
Fig 6	Préparation des dilutions.	30
Fig 7	Recherche et dénombrement des coliformes et d' <i>Escherichia coli</i> .	Annexe III
Fig 8	Recherche et dénombrement des enterocoques intestinaux.	Annexe III
Fig 9	Recherche et dénombrement des spores anaérobies sulfite-réducteurs.	Annexe III
Fig 10	Recherche et dénombrement des <i>staphylococcus aureus</i> .	Annexe III
Fig 11	Recherche et dénombrement des <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .	Annexe III
Fig 12	Préparation de l'antibiogramme.	36
Fig 13	Variation de la température en fonction des étapes de traitement.	39
Fig 14	Variation du pH en fonction des étapes de traitement.	40
Fig 15	Variation de la conductivité en fonction des étapes de traitement.	41
Fig 16	Variation des matières en suspension en fonction des étapes de traitement.	42
Fig 17	Variation des matières volatiles sèches en fonction des étapes de traitement.	43
Fig 18	Variation de la DCO en fonction des étapes de traitement.	44
Fig 19	Variation de la DBO ₅ en fonction des étapes de traitement.	45
Fig 20	Variation du rapport DCO/DBO ₅ en fonction des étapes de traitement.	46
Fig 21	Variation de la concentration d'oxygène dissout en fonction des étapes de traitement.	47
Fig 22	Variation de la concentration de l'azote ammoniacal en fonction des étapes de traitement.	48
Fig 23	Variation de la concentration des nitrites en fonction des étapes de traitement.	49
Fig 24	Variation de la concentration des nitrates en fonction des étapes de traitement.	50
Fig 25	Variation de la concentration des ortho-phosphates en fonction des étapes de traitement.	51
Fig 26	Réduction du nombre de coliformes totaux après traitement.	52
Fig 27	Réduction du nombre de coliformes fécaux après traitement.	53
Fig 28	Réduction du nombre de streptocoques fécaux après traitement.	54
Fig 29	Réduction du nombre des ASR après traitement.	55
Fig 30	Réduction du nombre de <i>Staphylococcus aureus</i> après traitement.	56
Fig 31	Réduction du nombre de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> après traitement.	57
Fig 32	Rendement d'élimination des MES.	60
Fig 33	Rendement d'élimination de la DCO et de la DBO ₅ .	61
Fig 34	Rendement d'élimination des CT.	62
Fig 35	Rendement d'élimination des CF.	62
Fig 36	Rendement d'élimination des SF.	62
Fig 37	Rendement d'élimination des ASR.	62

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).
- **Eutrophisation** : long processus naturel rendant un écosystème aquatique de plus en plus riche en nutriments (surtout azote et phosphore), augmentant ainsi la biomasse végétale. L'enrichissement peut conduire entre autre à une modification des communautés animales, à un accroissement de la matière organique et même à un déficit en oxygène dissout. (CEBRON, 2004).
- **Anoxie** : une situation dans laquelle l'oxygène libre dissout est absent mais présent sous forme liée (nitrates et/ou nitrites). (CANLER, 2004).
- **Bulking** : phénomène apparaissant dans les stations par boues activées, caractérisé par le fait que la boue occupe un volume excessif en décantation et ne sédimente pas facilement. Ce phénomène est lié à la présence de micro-organismes filamenteux. (PANDOLFI, 2006).
- **Dénitrification** : (croissance de bactéries hétérotrophes en phase anoxique) : en environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes consomment les nitrates à la place de l'oxygène et le carbone pour se développer et produire de l'azote gazeux (N_2). (BASSOMPIERRE, 2007).
- **Effluent** : toute eau usée rejetée directement ou indirectement dans les eaux de surface ou dans un égout pluvial, ou eau de ruissellement provenant des terrains d'épandage des boues d'eau usée, d'autres déchets ou ayant été irrigués par aspersion, à l'exclusion d'eau de surface. (AMIR, 2005).
- **Echantillon instantané** : échantillon unique pris au hasard sans rapport avec le débit. (JARDE, 2002).
- **Nitrification** : croissance des bactéries autotrophes en phase aérobie) : en environnement aérobie, les bactéries autotrophes *Nitrosomonas* et *nitrobacter* transforment l'azote ammoniacal (NH_4^+) en présence d'oxygène pour se développer et produire des nitrites (NO_2^-) puis des nitrates (NO_3^-) (BASSOMPIERRE, 2007).

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

SOMMAIRE

INTRODUCTION

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I. Généralités sur les eaux usées

I.1. Définition.....	02
I.1.1. Origine domestique	02
I.1.2. Origine industrielle.....	02
I.1.3. Origine agricole.....	02
I.1.4. Eaux de ruissellement.....	02
I. 2. Pollution des eaux.....	02
I. 3. Paramètres de mesure de la pollution.....	03
I.3.1. paramètres physiques.....	03
I.3.2. Paramètres chimiques.....	04
I.3.3. Paramètres biologiques.....	06

Chapitre II. Procédés de traitement des eaux usées

II.1. Station d'épuration.....	10
II.2. Différentes étapes d'épuration des eaux usées.....	10
II.2.1. Prétraitements.....	10
II.2.2. Traitement primaire.....	11
II.2.3. Traitement secondaire.....	11
II.4. Traitement tertiaire ou supplémentaire.....	12

Chapitre III. Résistance aux antibiotiques

III.1. Espèce étudiée.....	14
III.2. Antibiorésistance.....	14
III.2.1. Antibiorésistance.....	14

PARTIE EXPERIMENTALE

I. Matériel et méthodes.....	16
I.1. Description du site d'étude.....	16
I.2. Matériel.....	17
I.3. Méthodes.....	17
I.3.1. Echantillonnage.....	17
I.3.2. mode de prélèvement.....	18
I.3.3. Analyses physico-chimiques.....	19
I.3.4. Analyses microbiologiques.....	28
I.3.5. Antibiogramme.....	37
I.4. Détermination du rendement de l'épuration.....	39
I.5. Analyse statistique des résultats.....	39
II. Résultats et discussion.....	40
II.1. Paramètres physico-chimiques.....	40
II.1. Paramètres microbiologiques.....	53
II.3. Résultats de l'antibiogramme.....	58
II.4. Résultats des rendements épuratoires.....	62
II.4.1. Rendements des paramètres physico-chimiques.....	62
II.4.2. Rendement des paramètres bactériologiques.....	63

Conclusion

Références bibliographiques

Annexes

Introduction

Le problème de la pollution des eaux est devenu l'un des aspects les plus inquiétants de la dégradation du milieu naturel et pourrait constituer à long terme, un réel danger pour l'avenir de l'humanité (**BELAID, 2010**).

En effet, nous avons constaté, depuis quelques dizaines d'années, une dégradation progressive de la qualité des eaux et des nappes sous terraines due à la multiplication des rejets d'eaux usées (**BELAID, 2010**).

En Algérie, les changements climatiques de ces dernières années, l'accroissement démographique et le développement de l'urbanisation ont conduit à des problèmes multiples et complexes. Au déficit croissant que pose la demande en eau et sa gestion, s'ajoutent des problèmes de rejet des eaux usées et leur influence directe ou indirecte ; à long ou à court terme sur l'environnement et la santé publique. Le volume annuel d'eaux usées domestiques rejetées est estimé à 800 millions m³/an (**METAHRI, 2012**).

L'Algérie, parmi d'autres pays à forte activités urbaines et industrielles a développé sa politique en matière de qualité des eaux. Le but de cette politique est de préserver, d'entretenir et de valoriser les ressources naturelles en eau (**METAHRI, 2012**).

D'après un rapport publié par l'ONA (**Office Nationale d'Assainissement**) en 2009, l'Algérie compte environ 100 stations d'épuration réparties à travers tout le territoire national avec une capacité de l'ordre de 731 millions m³/an. Selon **MEKLATI, (2009)**, la quantité d'eau épurée par ces stations est de 223 millions m³/an. Ce qui est considéré comme un faible rendement en matière de traitement des eaux usées.

L'efficacité d'une station d'épuration dépend, d'une part, de la dégradation des polluants et de leur adsorption par une population bactérienne adaptée et, d'autre part d'une bonne séparation de la biomasse épuratrice et de l'eau épurée. Les étapes de séparation sont considérées comme essentielles pour le bon fonctionnement d'une station d'épuration. Tout dysfonctionnement, au sein de chaque étape, risque de remettre en cause le cycle d'épuration en diminuant fortement le rendement des stations d'épuration (**MEKLATI, 2009**).

C'est dans ce cadre que s'inscrit cette étude qui a pour but d'évaluer la qualité des eaux usées épurées par le procédé de boues activées du point de vue physico-chimique, microbiologique et une évaluation de la résistance de *Pseudomonas aeruginosa* aux antibiotiques et cela au niveau de la station d'épuration de Reghaia.

I. GENERALITES SUR LES EAUX USEES

I.1. Définition

Les eaux usées, appelées encore eaux résiduaires sont définies comme étant toutes les eaux parvenant dans les canalisations et dont les propriétés naturelles sont transformées par les utilisations domestiques, les entreprises industrielles, agricoles et autres (**BLIEFERT et PERRAUD, 2001**).

Les eaux usées proviennent principalement de quatre sources :

Eaux usées domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers (**BAUMONT, 2005**).

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, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.... (**BAUMONT, 2005**).

Eaux usées d'origine agricole

Les pollutions agricoles utilisant souvent des engrais, des produits phytosanitaires (herbicides et pesticides), sans compter les déjections animales qui accompagnent les élevages intensifs, ou encore les accumulations de métaux lourds provenant des compléments alimentaires des animaux d'élevage et des résidus d'antibiotiques utilisés contre les infections animales ou pour favoriser leur croissance, ne cessent de prévaloir sur le territoire, rendant ainsi l'eau impropre à la consommation (**SCHMIDT, 2005**).

Eaux de ruissellement

Les eaux pluviales peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant elle entraîne des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...) (**BONTOUX, 1993**).

I.2. Pollution des eaux

La pollution dans l'eau correspond à l'introduction dans le milieu aquatique de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques de l'eau et de créer des risques pour la santé de l'homme, de nuire à la faune et

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

à la flore aquatique et terrestre, ou de gêner toute autre utilisation normale des eaux (HAMADACHE et SELLAMI, 2007).

Les causes de pollution se sont étendues avec l'accroissement de la population et le développement accéléré des techniques industrielles modernes. Le tableau suivant résume les différents types de pollution :

Tableau I. Différent types de pollution des eaux.

Type de pollution		Exemple	Sources
Physique	Pollution thermique	Rejets d'eau chaude.	Centrales thermiques.
	Pollution radioactive	Exploitations nucléaires.	Installations nucléaires.
Chimique	Pollution agricole	Nitrates, phosphates.	Agriculture.
	Métaux lourds	Mercure, zinc, plomb, manganèse...	Industrie, agriculture, combustion.
	Pesticides	Pesticides, fongicides.	Agriculture, industries.
	Hydrocarbures	Pétrole et dérivés.	Industrie pétrolière, pétrochimie.
Microbiologique		Bactéries, virus et champignons.	Rejets urbains.
Organique		Glucides, lipides, protides.	Effluents domestiques, agricoles, papeterie, agro-alimentaire.

(LEVEQUE *et al.*, 1996 ; Ladjel, 2001)

I. 3. Paramètres de mesure de la pollution

I.3.1. paramètres physiques

- **Température (T)**

Il est primordial de connaître la température d'une eau. En effet, elle joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et la détermination du pH (BELOKDA, 2009).

- **Potentiel d'hydrogène (pH)**

Il représente le degré d'acidité (concentration en ions d'hydrogène [H⁺]) ou d'alcalinité du milieu aquatique. C'est un paramètre important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau (MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005).

- **Conductivité électrique (CE)**

Elle traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. Cette notion est inversement proportionnelle à celle de la résistivité électrique. Elle varie en fonction de la température.

La conductivité est directement proportionnelle à la quantité en sels minéraux dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solides dissouts sera importante, plus la conductivité sera élevée (ANONYME 1, 2007).

I.3.2. Paramètres chimiques

▪ **Matières en suspension (MES)**

On désigne par matières en suspension (MES) tous les éléments présents dans une eau et qui ne solubilisent pas dans celle-ci. Les MES incluent :

- Des matières minérales (sables, limons, argile).
- Des matières organiques (plancton, débris des micro-organismes).

La qualité des matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces MES affectent la transparence de l'eau et lui donnent une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Elles diminuent la pénétration de la lumière et par la suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (LADJEL, 1999).

▪ **Matières volatiles sèches (MVS)**

Elles représentent la fraction organique des matières en suspension. Elles sont mesurées par calcination à 560°C d'un échantillon dont on connaît déjà la teneur en MES ; elles constituent environ 80% à 85% des MES (BONTOUX, 1993).

▪ **Demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales, y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques (MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005).

▪ **Demande biochimique en oxygène (DBO)**

La demande biochimique en oxygène (DBO) représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou totalement les matières biochimiques oxydables dans l'eau et qui constituent leur source de carbone (MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005).

Plus la DBO₅ est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée.

▪ Notion de la biodégradabilité

La notion de la biodégradabilité représente la capacité d'une substance ou son aptitude à être décomposée par les micro-organismes (bactéries, champignons...).

Le rapport (DCO/DBO₅) exprime le degré de biodégradabilité de l'eau usée et nous renseigne donc sur le type de traitement à adopter.

Le tableau ci-dessous, nous renseigne sur le mode de traitement à adopter en fonction du rapport DCO/DBO₅ (GAÏD, 1984).

Tableau II. Mode de traitement en fonction du rapport (DCO/DBO₅)

Rapport DCO/DBO	Mode de traitement
$1 < \text{DCO/DBO}_5 < 2$	Facilement biodégradable (Concerne un effluent urbain) Traitement biologique
$2 < \text{DCO} / \text{DBO}_5 < 3$	Traitement biologique avec adaptation De la couche microbienne
$\text{DCO} / \text{DBO}_5 > 3$	Traitement physico-chimique (Concerne un effluent industriel).

(GAÏD, 1984).

▪ Oxygène dissous (OD)

L'OD varie de manière journalière et saisonnière car il dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Il est fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique dans l'eau (IBNG, 2005).

▪ Composés azotés

L'azote est un élément essentiel des structures vivantes. Il existe dans l'eau sous trois formes essentielles selon le degré d'oxydation : nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻) et ammonium (NH₄⁺). Ce sont les formes d'azote utilisables par le phytoplancton (COPIN-MONTEGUT, 1996).

➤ Azote ammoniacal (NH₄⁺)

L'azote ammoniacal provient des excréctions animales et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés, il est utilisé par les phytoplanctons comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes. (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

➤ Nitrate (NO_3^-) et Nitrite (NO_2^-)

Les nitrites et les nitrates sont des composés intermédiaires du processus de nitrification. Ils sont associés du fait que la transformation de l'un en l'autre s'opère par des bactéries « nitrobacters » du sol et de l'eau. Les nitrates proviennent de l'oxydation complète de l'azote organique sous l'action de bactéries nitrifiantes et les nitrites de l'oxydation incomplète sous l'action des Nitrosomonas (**AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983**).

▪ Ortho phosphates (PO_4^{3-})

Dans les rejets d'eaux résiduaires, le phosphore peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (ortho phosphates, poly phosphates), mais aussi sous forme de composés organiques solubilisés ou à l'état de matières en suspension (**FABY et BRISSAUD, 1997**).

Lors de la minéralisation de la matière organique par les micro-organismes, les composés phosphatés, sont progressivement transformés en phosphate soluble (**TIDANINI et AMDOUN, 2003**).

▪ métaux lourds

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux. Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre, le plomb, le manganèse, l'aluminium, le chrome, l'arsenic, le sélénium, le mercure, le cadmium, le molybdène, le nickel, etc...ils sont présents à l'état de traces. Leur origine est multiple (**CAUCHI et al, 1996**).

Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) (**VILAGINES, 2003**).

I.3.3. Paramètres biologiques

Le tableau n° III résume les principales maladies d'origine hydrique.

Tableau III. Principales maladies d'origine hydrique et leurs agents responsables.

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Origines	Maladies	Agents responsables
BACTERIENNE	Fièvre typhoïde	<i>Salmonella typhi</i>
	Fièvre paratyphoïde	<i>Salmonella paratyphi A, B ET C.</i>
	Dysenterie bacillaire	<i>Shigella</i>
	Choléra	<i>Vibrio cholerae</i>
	Gastro-entérites aiguës et diarrhées	<i>Escherichia coli</i> Enterotoxinogène <i>Campylobacter jejuni/Coli</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Salmonella sp</i> <i>Shigella sp</i>
VIRALE	Hépatite A	Virus hépatite A
	Hépatite E	Virus hépatite E
	Poliomyélite	Virus poliomyélique
	Gastro-entérite aiguës et diarrhées	Virus de <i>Norwalk</i> <i>Rotavirus</i> <i>Astrovirus</i> <i>Calicivirus</i> <i>Coronavirus</i> <i>Entérovirus</i> <i>Adénovirus</i> <i>Réovirus</i>
	PARASITAIRE	Dysenterie amibienne
Gastro-entérite		<i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium</i>

(HASLAY et LECLERC, 1993).

❖ Germes indicateurs d'une contamination fécale (germes saprophytes)

➤ Coliformes totaux (CT)

Le terme coliforme correspond à des organismes à la forme d'un bâtonnet, Gram négatif, oxydase négatif et facultativement aéro-anaérobies appartenant à la famille des *Enterobacteriaceae*. Ils sont capables de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface qui possèdent des activités inhibitrices de croissance similaires, et capables de fermenter le lactose et le mannitol avec production d'acide et de gaz en 48 heures à des températures de 35 à 37°C (HASLEY et LECLERC, 1993 ; RODIER et al., 2005 ; DELARRAS, 2006).

➤ Coliformes fécaux (CF)

Le terme « coliformes fécaux » ou « coliforme thermo-tolérants » correspond à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés de structure et de culture caractéristiques des coliformes totaux, mais après incubations à la température de 44°C. (RODIER *et al*, 2005 ; DELLARAS, 2003).

➤ Streptocoques fécaux (SF)

Ces bactéries appartiennent à la famille des *Streptococcaceae*, au genre *Streptococcus* et au groupe sérologique D de lance Field (SHARPE, 1979). Ils sont définis comme étant des cocci sphériques légèrement ovales, Gram positif, catalase négatif, aéro-anaérobies facultatifs. Ils se disposent le plus souvent en diplocoques ou en chainettes, se développent le mieux à 37°C. Ils possèdent le caractère homoférentaire avec production de l'acide lactique sans gaz (DE BERGEY, 1984).

❖ Germes pathogènes

➤ Staphylocoques

Les staphylocoques sont classées dans la famille des Micrococaceae, ils sont de forme sphérique non sporulés, se présentent sous forme de cellule isolées, par paires, ou plus souvent en grappes. C'est des bactéries à gram positif, catalase positive, aéro-anaérobies facultatifs, immobiles. Ils fermentent le glucose et tolèrent un large éventail de pH. (HART et SHEARS, 1997).

➤ Spores anaérobies sulfite-réducteurs (ASR)

Ce sont des bacilles Gram positif, catalase négatif, immobiles, anaérobies stricts, capsulés ou sporulés, fermentant le glucose et le lactose et capable de réduire le sulfite de sodium en sulfure (BLOCK, 1982 ; HASLAY et LECLERCQ, 1993).

Hôtes nombreux de l'intestin, ils peuvent également être d'origine tellurique. Dans l'eau, les formes sporulées, plus résistantes que les formes végétatives permettent de déceler une contamination fécale ancienne. Elles sont mises en évidence par culture à 37°C en 48 heures (BONNEFOY *et al.*, 2002) donnant des colonies entourées d'un précipité noir (BLOCK, 1982).

Les spores de *Clostridium perfringens* possèdent une résistance qui se rapproche de celle des micro-organismes fécaux les plus résistants (HANON et ROUELLE, 2011).

➤ Salmonelles

Les salmonelles sont classées dans la famille des Enterobacteriaceae, elles possèdent les propriétés générales des bactéries de cette famille (**DELARRAS, 2003**).

Les salmonelles sont des bacilles à Gram négatif présentant une ciliature péritriche. Oxydase négative, non sporulés, aéro-anaérobies facultatifs, fermentent le lactose avec ou sans production de gaz (**FEDERIGHI, 2005**).

➤ Vibrions cholériques

Ce sont des bactéries qui appartiennent à la famille des *Vibrionaceae*. Bacilles à Gram négatif, mobiles à l'aide d'un flagelle polaire, légèrement incurvés, oxydase positif. Ils se développent bien dans l'eau à $T^{\circ} > 15^{\circ}\text{C}$, dans les milieux humides alcalins ($\text{pH} > 8$) et salés (**TONY et al., 1997**).

➤ Pseudomonas

Le genre *Pseudomonas*, de la famille des Pseudomonadaceae, regroupe des bactéries mobiles aérobies Gram négatif, de 2 à 4 μm de longueur, en forme de bâtonnets renflés, avec un flagelle polaire qui joue un rôle important dans la pathogénicité (**KAYSER et al., 2001 ; WILLCOX, 2007**). Ces bactéries sont asporulées et peuvent produire des pigments, tels que la pyocyanine (vert-bleu) et la pyorubrine (jaune vert) fluorescentes (**PALUMBO, 1972 ENOCH et al, 2004 ; WILLCOX, 2007**).

II. PROCÉDES DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Le traitement ou l'épuration des eaux usées consiste à décanter les éléments polluants et à extraire les éléments dissouts qui sont transformés en matières sédimentables suite à un traitement approprié. Ainsi, à la sortie de la station, il en résulte d'une part une eau épurée rejetée dans le milieu naturel, et d'autre part, des sous produits désignés sous le terme de boues résiduelles (WERTHER et OGADA, 1999).

II.1. Station d'épuration

Une station d'épuration ou une usine de dépollution, est une association normalement judicieuse de plusieurs étapes ayant pour but de réduire la pollution de l'eau (CARDOT, 1999).

II.2. Différentes étapes d'épuration des eaux usées

II.2.1. Prétraitements

Cette étape a pour objectif l'extraction des matières les plus grossières (brindilles, feuilles, tissus...). Elle consiste à débarasser les effluents de tous les éléments susceptibles de gêner le fonctionnement des ouvrages (LAZAROVA et MANEM, 1994). Elle est constituée d'un ensemble d'opérations physiques et mécaniques : dégrillage, tamisage, dessablage, déshuilage et dégraissage.

Le tableau ci-dessous résume le principe et le but de chacune de ces opération :

Tableau IV. Principe et but des différentes opérations de prétraitement.

Opération	Principe	But
Dégrillage	Il consiste à faire passer l'eau a travers une grille fixe dont les barreaux judicieusement espacés, retiennent les débris qui sont éliminés manuellement ou par un râteau automatique (CRINI et BADOT, 2007).	Eviter l'obturation des conduites et le blocage des organes mécaniques (LE PIMPEC, 2002).
Tamisage	Il s'apparente au dégrillage mais avec des débits bien inférieurs car les grilles sont remplacées par des toiles métalliques ou des tissus (CRINI et BADOT, 2007).	
Dessablage	Il consiste à séparer les résidus qui comprennent de grosses particules (sable) et les boues fines dans un hydro-séparateur (SOUMAH, 2007).	Eviter la formation des dépôts dans les ouvrages qui détruisent les équipements (LE PIMPEC, 2002).
Déshuilage et dégraissage	Il consiste à éliminer les graisses par raclage en surface après injection d'air permettant leur flottation (BRANGER et al ., 2009).	Eviter les agglomérations en amas des graisses (LE PIMPEC, 2002).

II.2.2. Traitement primaire

Le traitement primaire fait appel à des procédés physiques, avec des procédés physico-chimiques, tels que : la coagulation-floculation. Il a pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décantables (**CARDOT, 1999**). Ce traitement élimine 50 à 60% des matières en suspension, mais ne suffit généralement pas à satisfaire les exigences épuratoires de la réglementation actuelle (**AUSSEL et al ., 2004**).

▪ Décantation primaire

Selon **AUSSEL et al ., (2004)**, elle consiste en une séparation des éléments liquides et des éléments solides sous l'effet de la pesanteur. Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé "décanteur" pour former les "boues primaires". Elle permet d'éliminer 60% des matières en suspension et réduit d'environ 30% la DBO₅ et la DCO., soit 10 à 30% des virus, 50 à 90% des helminthes et moins de 50% des kystes de protozoaires (**FABY, 1997**).

II.2.3. Traitement secondaire

Le traitement secondaire ou biologique sert à éliminer en premier lieu la pollution carbonée mais également azotée et phosphorée (**BOEGLIN, 2002**). Parallèlement, la floculation de la biomasse permet de piéger les MES restantes à l'issue du traitement primaire (**BASSOMPIERRE, 2007**).

▪ Traitement biologique

Les traitements biologiques réduisent les phénomènes d'autoépuration existant dans la nature. L'épuration biologique utilise l'activité des bactéries présentes dans l'eau, qui dégradent les matières organiques. Ces techniques sont soit anaérobies, soit aérobies (**FABY, 1997**).

➤ Traitements par boues activées

Le traitement par boues activées est très largement utilisé, il s'agit d'un réacteur qui contient les eaux à traiter, dans lequel est injectée une boue chargée de bactéries. Les éléments polluants qu'ils soient d'origine domestique ou industrielle ainsi que les produits de leur transformation au cours des traitements d'épuration se trouvent finalement rassemblés dans la grande majorité des cas sous forme de suspensions plus ou moins concentrées dénommées « boues » (**GROSCLAUDE, 1999**).

On provoque alors le développement d'un floc dans le bassin d'aération en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des floes et en fournissant l'oxygène nécessaire pour la prolifération des micro-organismes. Les bactéries consomment la matière organique et contribuent à l'élimination de l'azote et du phosphate. A la sortie du réacteur, l'effluent passe dans un clarificateur. La boue décantée est séparée en deux flux :

l'un rejoint le réacteur (ensemencement) et l'autre est évacué vers la filière des boues. L'action des bactéries dans le réacteur nécessite de l'oxygène (ASANO, 1998).

Selon FABY (1997), une épuration biologique (boues activées puis bassin de clarification) permet d'éliminer 90% des virus, 60 à 90% des bactéries, mais par contre a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. Selon ASANO (1998), un traitement par boues activées élimine 90% des bactéries entériques, 80 à 99% des entérovirus et des rotavirus, 90% de Giardia et de Cryptosporidium. L'élimination a lieu grâce à la sédimentation des MES, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température.

II.2.4. Traitement tertiaire ou supplémentaire

A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont rejetées normalement dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une réutilisation des eaux usées traitées, les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires. Ces traitements purifient les eaux usées à un degré que les traitements primaires et secondaires n'atteignent pas. Leur but est d'éliminer les polluants comme les matières organiques non biodégradables, les métaux lourds et les sels minéraux. Il est particulièrement important d'enlever les composés azotés et phosphorés qui peuvent promouvoir l'eutrophisation (PRESCOTT *et al.*, 2003).

- **filtration**

La filtration est un procédé physique qui permet de retenir les microorganismes par rétention à l'aide d'un filtre. Qu'elle soit réalisée sur sable ou sur membrane, cette technique exige une épuration secondaire préalable garantissant une élimination assez poussée des matières en suspension (CSHPF, 1995). L'élimination des virus, des bactéries et des protozoaires est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et de niveau d'oxydation de l'eau filtrée (FABY, 1997).

La figure ci-dessous résume les différentes étapes citées précédemment :

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

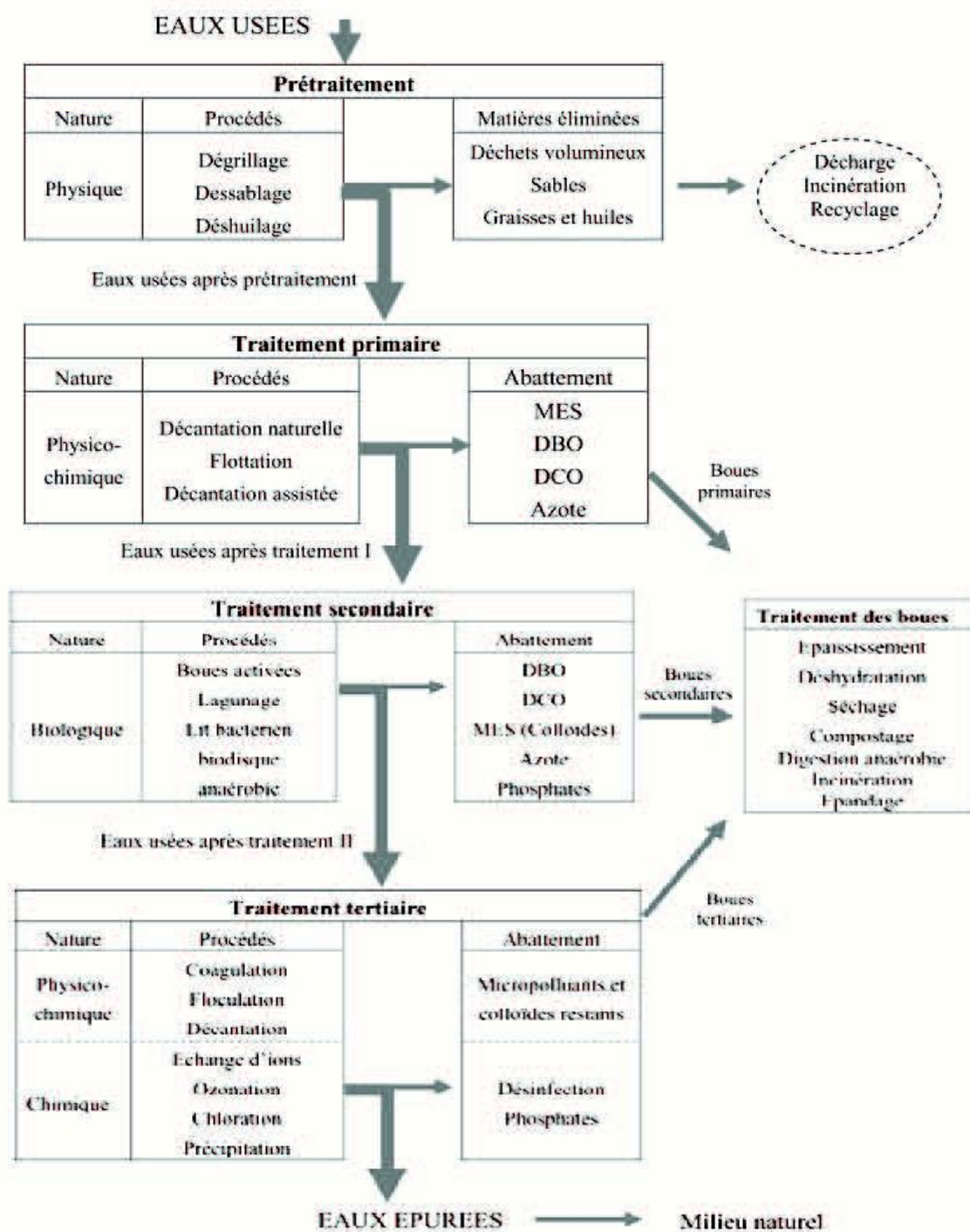


Fig. 1 : étapes d'une filière de traitement des eaux (HADJ-SADOK, 1999).

III. RESISTANCE AUX ANTIBIOTIQUES

III.1. Espèce étudiée

Le genre *Pseudomonas* comprend des bactéries largement distribuées dans l'environnement. Et dont certaines sont d'importants pathogènes pour l'homme tels que *Pseudomonas aeruginosa* (TONY et al., 1997).

P. aeruginosa ne fermente pas le lactose et produit une réaction d'oxydase positive et peut sécréter un vaste éventail de toxines extracellulaires, notamment l'exotoxine A et des entérotoxines (Liu, 1974). D'autres substances comme l'acide hydrocyanique, des enzymes protéolytiques, des biofilms et des substances hémolytiques peuvent également contribuer à la pathogénicité de cette espèce.

La combinaison de toxines et de substances dangereuses est un facteur qui joue un rôle déterminant dans la forte virulence de *P. aeruginosa* dans différents hôtes (Stover et al., 1983).

P. aeruginosa est responsable de toute une gamme d'infections en particulier de plaies de l'arbre urinaire ou sépticémiques. Ces infections sont traditionnellement traitées avec des antibiotiques. Cependant, de nombreux ATB sont devenus inefficaces vis-à-vis de ce germe et ce en raison de la résistance acquise de la bactérie à ces substances (BASS et al., 1999).

III.2. Antibiorésistance

III.2.1. Antibiorésistance

On entend par une souche résistante, une souche capable de se développer en présence d'une concentration en antibiotiques notablement plus élevée que celle qui inhibe le développement de la plus part des autres souches de la même espèce (GILBERT et MCBAIN, 2003).

III.2.2. Classification et mode d'action des antibiotiques

Les ATB peuvent être classés selon plusieurs critères : l'origine, la nature chimique, le mode d'action ou le spectre d'action (BRYSKIER, 1999).

La plus part des antibiotiques agissent par inhibition spécifique de certaines chaînes métaboliques au niveau d'une étape précise qui constitue leur site d'action ou cible moléculaire (BRYSKIER, 1999).

L'action antibactérienne de ces ATB s'effectue selon quatre principaux mécanismes (Figure 2):

- ✓ Inhibition de la synthèse des constituants de la paroi (le peptidoglycane).
- ✓ Action sur la structure de la membrane plasmique.
- ✓ Inhibition de la synthèse protéique.

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

✓ Inhibition de la synthèse des acides nucléiques.

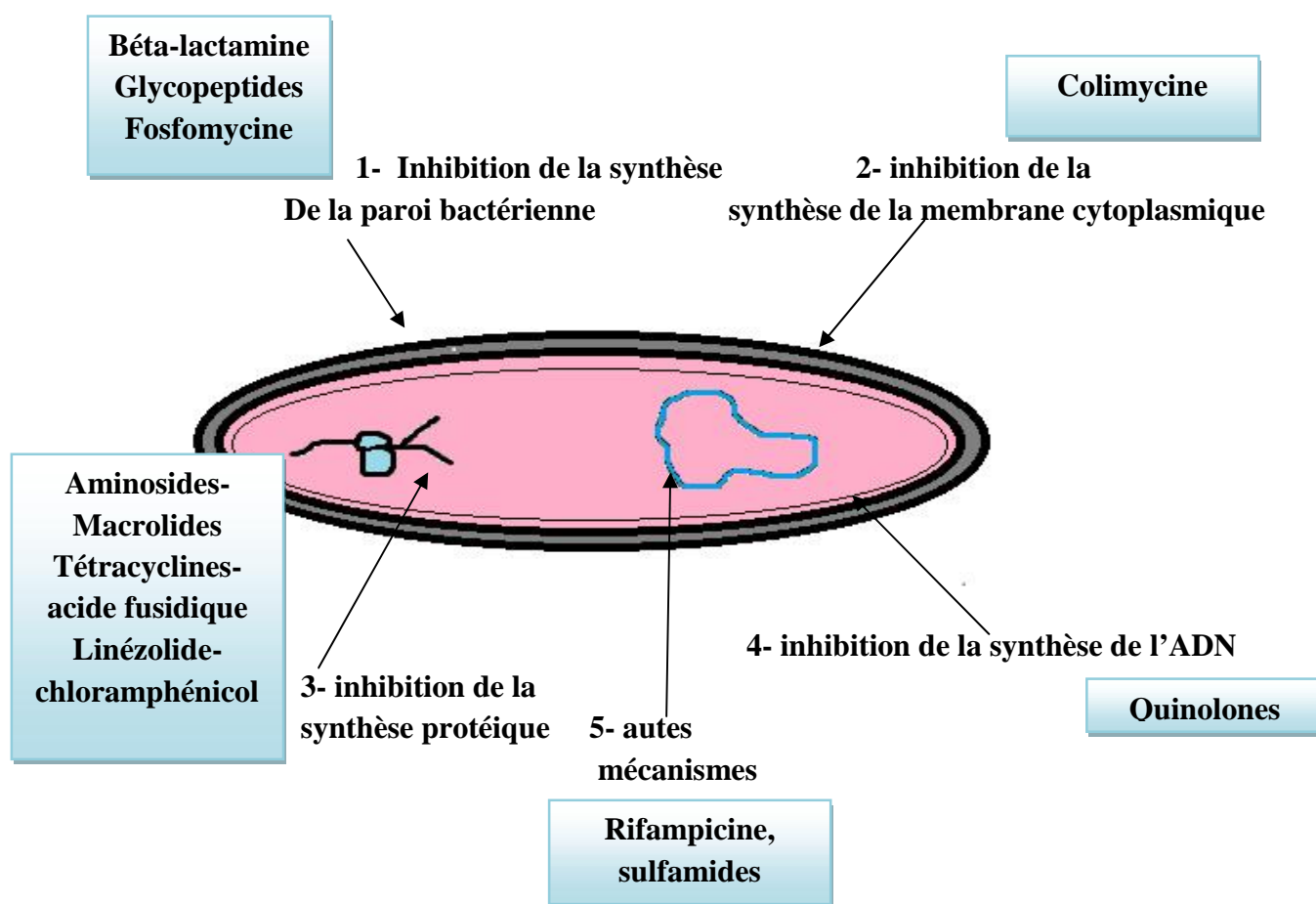


Fig. 2 : Mode d'action des antibiotiques. (MAINARDI, 2009).

Les antibiotiques et leurs métabolites, qui sont régulièrement retrouvés dans des écosystèmes naturels, peuvent jouer un rôle dans la sélection des bactéries multirésistantes. Cette contamination de l'environnement par les antibiotiques peut survenir de plusieurs manières, la première étant la contamination directe de l'environnement des élevages de bétails et de poissons dans lesquels les antibiotiques sont utilisés. Le deuxième mode de contamination se fait via les égouts. En effet, les antibiotiques utilisés en médecine humaine et leurs métabolites sont évacués dans les égouts et peuvent être retrouvés dans les boues et les effluents des stations d'épuration (MICHAEL et *al.*, 2013), qui peuvent eux-mêmes être utilisés pour l'arrosage ou la fertilisation des terres agricoles. Ces antibiotiques sont ensuite retrouvés dans les eaux de surfaces ou les eaux souterraines, où ils peuvent favoriser l'émergence de souches bactériennes multirésistantes. (BOXALL et *al.*, 2012).

I – MATERIEL ET METHODES

Afin de s'assurer de l'efficacité du procédé d'épuration des eaux usées dans la station d'épuration de Reghaia, nous avons procédé à une analyse physico-chimique et microbiologique des effluents brutes et des eaux épurées durant une période allant du 10 février au 15 mai de l'année 2015 au laboratoire central de la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL) de Kouba.

I.1. Description du site d'étude

La STEP de Reghaia est de type boue activée (figure 3). Elle est située sur la route nationale N° 24 au bord du lac de Reghaia. La station a été mise en service en 1997 pour les traitements primaires et en 2008 pour les traitements biologiques.



Fig. 3 : Station d'épuration de Reghaia.

Les eaux usées reçues dans cette station sont d'origine industrielle (presque à 100%). Elles proviennent des régions suivantes : Rouïba, Reghaia, Heraoua, Bordj El Kiffan, Bordj El Bahri, Ain Taya et El Marssa. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).

Tableau V. Données de base de la STEP de Reghaia.

Capacité nominale	400000 EH
Débit moyen journalier	80 000 m ³ /j
Débit moyen horaire	3 333 m ³ /h
Débit de pointe de temps sec	5 022 m ³ /h
Débit de pointe de temps de pluie	8 118 m ³ /h

(BEGHOURA et HERAOUI, 2012).

Les différents procédés et étapes d'assainissement sont présentés en annexe n° I.

I.2. Matériel

❖ Matériel biologique

Le matériel biologique sur lequel nous avons effectué nos analyses est :

- Eau usée brute.
- eau épurée.

❖ Matériel non biologique

Le matériel non biologique (appareillage, réactifs, solutions et milieux de culture) est mentionné en annexe n° II.

I.3. Méthodes

I.3.1. Echantillonnage

Les analyses ont été effectuées du 10 février au 15 mai 2015 à raison de deux prélèvements par mois.

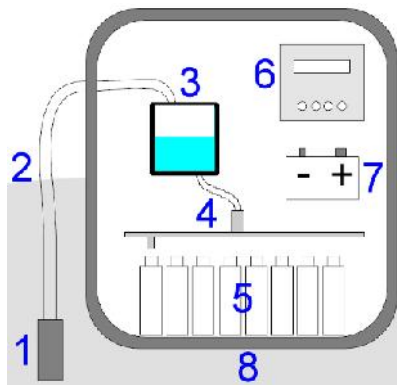
Durant cette étude, nous avons choisi deux types d'échantillonnage en fonction des paramètres recherchés :

- ❖ L'échantillonnage automatique pour les paramètres physico-chimiques. Les prélèvements sont réalisés avec un échantillonneur (figure 4).
- ❖ L'échantillonnage manuel instantané pour les paramètres microbiologiques, réalisé à l'aide d'une canne.

✓ Echantillonneur automatique

○ Principe

Il permet de prélever automatiquement des échantillons représentatifs du temps ou du débit dans une enceinte réfrigérée à l'abri de la lumière. Le fonctionnement du préleveur est commandé par un programme prédéfini (figure 5).



1. Crépine
2. Pompage
3. Répartiteur
4. Tuyau d'aspiration
5. Flacons
6. Programmation
7. Alimentation électrique
8. Caisson

fig.4 : Composition de l'échantillonneur automatique.



Fig. 5 : échantillonneur automatique.

I.3.2.Mode de prélèvement

Pour évaluer l'efficacité du traitement effectué dans la station d'épuration, deux points de prélèvement ont été choisis à savoir :

- ❖ Un prélèvement d'eau brute après dessablage.
- ❖ Un autre prélèvement concernant l'eau épurée sortant du clarificateur.

Ces deux points ont fait l'objet :

- ❖ D'analyses physico-chimiques au niveau du laboratoire central de la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL). Le prélèvement se fait :
 - Pour la DCO, dans des flacons en verre acidifiés de 250 ml de contenance.
 - Pour la DBO₅, dans des flacons de 1l pour congélation.
 - Pour les MES et paramètres chimiques, dans des flacons de 1,5 l.

- Pour les paramètres physiques, des flacons en verre stériles de 250 ml.
- ❖ D'analyses bactériologiques au niveau du laboratoire central de la SEAAL. Le prélèvement se fait dans des flacons en verre stériles de 250ml.

L'ensemble de ces prélèvements ont été transportés directement dans une glacière.

I .3.3. 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.
- Les matières volatiles sèches.
- La demande chimique en oxygène.
- La demande biochimique en oxygène.
- L'oxygène dissous.
- Les nitrates.
- Les nitrites.
- L'ammonium.
- Les ortho-phosphate.

I.3.3.1.Mesure du pH et de la température NA. 751/1990.

○ Principe

Il mesure la différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans une même solution. Le pH-mètre sensION (Hach) utilisé est doté d'une électrode en platine combinée avec une sonde de température.

○ Mode opératoire

- Allumer le pH-mètre et rincer plusieurs fois l'électrode avec de l'eau distillée.
- Effectuer l'étalonnage du pH mètre.
- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser dans un bécher
- Plonger ensuite l'électrode dans le bécher et agiter doucement avec un barreau magnétique.
- Laisser stabiliser un moment, puis noter la valeur finale du pH et de la température.

○ Expression des résultats

L'appareil donne la valeur de la température exprimée en degré Celsius (°C) ainsi que la valeur du pH correspondant.

I .3.3.2. Mesure de la conductivité électrique NA 749

○ Principe

La conductivité électrique est une mesure de courant conduit par les ions présents dans l'eau. La détermination se fait directement, à l'aide d'un conductimètre METTLER TOLEDO MC 226.

○ Mode opératoire

- Allumer le conductimètre et rincer plusieurs fois la sonde du conductimètre avec de l'eau distillée.
- Prendre une quantité suffisante d'eau à analyser dans un bécher.
- Mettre l'électrode dans le bécher, laisser stabiliser puis noter la valeur de la conductivité.

○ Expression des résultats

La conductivité électrique est exprimée en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{s}/\text{cm}$) ou en milli-siemens par centimètre (ms/cm).

I.3.3.3. Détermination des matières en suspension (méthode par filtration) Norme ISO 11923

○ mode opératoire

- Laver les filtres en vrac par immersion dans l'eau distillée pendant environ 4 heures.
- Sécher les filtres à 105° pendant au moins une heure.
- Peser le filtre. éviter soigneusement de contaminer le filtre par des poussières.
- Placer le filtre la partie lisse en bas dans l'entonnoir du dispositif de filtration et insérer l'entonnoir sur la fiole à vide.
- Agiter vigoureusement le flacon contenant l'échantillon puis transférer immédiatement dans l'entonnoir du dispositif de filtration.
 - Pour les eaux brutes, le volume versé doit être compris entre 25 et 100 ml.
 - Pour les eaux épurées, le volume doit être compris entre 500 et 1000 ml.
- Retirer avec précaution le filtre de l'entonnoir à l'aide de pince à extrémités plates.
- Placer le filtre dans le creuset et le sécher dans l'étuve à $(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ pendant au moins 2 heures.
- Retirer les creusets de l'étuve et les laisser refroidir dans un dessiccateur pendant au moins 30 minutes puis les peser (voir Annexe III).

○ Calcul et expression des résultats

La teneur en MES est calculée d'après l'expression suivante :

$$P = \frac{(M1 - M0) * 1000}{V}$$

Où

- **P** : teneur en matières en suspension, en milligrammes par litre.
- **V** : volume, en millimètre, de la prise d'essai.
- **M₀** : masse en milligramme de la capsule vide.
- **M₁** : masse en milligramme du creuset et son contenu après séchage à 105° C et dessiccation.

I.3.3.4. Détermination des matières volatiles sèches

○ mode opératoire

- prendre le creuset qui a servi à l'analyse des MES, avec le filtre dedans, après séchage à 105° C et dessiccation.
- Mettre les creusets dans un four à moufle à 550° C pendant une heure.
- Sortir les creusets du four et les laisser refroidir dans un dessiccateur.
- Peser les creusets, jusqu'à poids constant.

○ Calcul et Expression des résultats

La teneur en MVS est calculée comme suit :

- ✚ Calcul des matières volatiles sèches

$$MVS = MES - MM \text{ (mg/l).}$$

- ✚ Calcul de la matière minérale (MM)

$$MM = \frac{(M1 - M2) * 1000}{V}$$

- **MM** : teneur en matière minérale, en mg/l.
- **V** : volume de la prise d'essai en millilitre.
- **M₁** : masse du creuset plein après séchage à 105° C et dessiccation en mg.
- **M₂** : masse du creuset plein après calcination à 550°C.

I.3.3.5. Détermination de la demande chimique en oxygène Norme ISO 6060

○ Principe

A des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu fortement acidifié par de l'acide sulfurique et en présence d'un catalyseur (sulfate d'argent) et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

○ Mode opératoire

- Transférer 10 ml de l'échantillon dans le tube de l'appareil à reflux.
- Ajouter 5 ml de la solution de dichromate de potassium de concentration 0.04 mole/l.
- Ajouter, lentement et avec précaution, 15ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement le contenu.
- Relier les réfrigérants aux tubes de l'appareil à reflux.
- Mettre les tubes dans l'appareil à reflux pendant 2heures, la température du mélange réactionnel doit être de 150°C.
- Rincer le réfrigérant avec un petit volume d'eau distillée.
- Enlever alors le réfrigérant, transvaser le contenu dans un Erlen Meyer et le compléter à 75ml avec de l'eau distillée.
- Rajouter de 2 à 3 gouttes de l'indicateur coloré (ferroïne).
- Titrer l'excès de dichromate de ce contenu avec le sulfate de fer et d'ammonium de concentration 0.12 mole/l.
- Noter comme point de virage le changement brusque de couleur du bleu-vert au rouge-brun (voir Annexe III).

A noter qu'on parallèle, effectuer les deux essais suivants :

Essai à blanc : effectuer le même protocole, mais en remplaçant l'échantillon de 10 ml par de l'eau distillée.

Essai témoin : pour chaque série d'essai, vérifier la technique, de même que la pureté des réactifs par analyse de 1 à ml de la solution étalon de référence (hydrogénophthalate de potassium référence $\text{KC}_8\text{H}_5\text{O}_4$ de concentration 2.0824 mmole/l) en suivant le même protocole que pour la prise d'essai.

○ Calcul et Expression des résultats

La DCO se calcule comme suit :

$$\text{DCO} = \frac{[8000 * C * (V2 - V1)]}{V0}$$

C : concentration de sulfate de fer et d'ammonium exprimée en mole /l (environ 0.12 mole/l).

V₀ : volume en ml de la prise d'essai avant dilution éventuelle.

V₂ : volume en ml de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisée pour l'essai à blanc.

V₁ : volume en ml de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisée pour la détermination de l'échantillon.

8000 : ½ masse molaire de l'oxygène par litre.

Les résultats sont exprimés en mg d'oxygène par l.

I.3.3.6. Détermination de la demande biochimique en oxygène Norme ISO 5815

o Principe

Prétraitement de l'échantillon d'eau à analyser et dilution avec différentes quantités d'eau de dilution enrichie en oxygène dissous, et contenant un ensemencement de micro-organismes aérobies, avec suppression de la nitrification.

Vu la difficulté pour choisir le degré de dilution exact pour la mesure de la DBO, il est recommandé de conserver l'échantillon dans le congélateur à -18°C jusqu'à obtention des valeurs de la DCO servant à déterminer des intervalles caractéristiques pour le rapport R en fonction du type d'échantillon (tableau VIII) et cela à fin de calculer la valeur de la DBO₅ présumée.

Tableau VI. Valeurs caractéristiques des rapports R

Type d'eau à analyser	Demande chimique en oxygène DBO ₅ /DCO
Eaux usées non traitées	0.35 à 0.65
Eaux usées traitées biologiquement	0.20 à 0.35

Il est recommandé de choisir une valeur appropriée de R à partir du tableau VII pour calculer la valeur de DBO₅ attendue :

$$DBO_5 = R \cdot DCO$$

o Mode opératoire

- Porter l'échantillon à une température de 20°C.
- Agiter à fin d'éliminer une éventuelle saturation en oxygène.
- Verser un volume connu de l'échantillon dans un flacon, la prise d'essai est effectuée selon le tableau (voir annexe).
- programmer le DBO mètre SKALAR SP 50 et appuyer sur START.
- L'appareil effectue le rinçage des tuyaux et de la sonde automatiquement.

ETUDE EXPERIMENTALE

- Ajouter 2ml d'ATU dans chaque flacon et compléter avec l'eau de dilution en laissant déborder légèrement.
- Agiter le contenu des flacons à fin d'éliminer les bulles d'air adhérentes aux parois.
- Mesurer la concentration en oxygène dissous dans chacun des flacons au temps zéro.
- Boucher les flacons en prenant soin de ne pas piéger des bulles d'air.
- Placer les flacons dans l'incubateur à 20°C et laisser à l'obscurité pendant 5jours ± 4 heures.
- Après incubation, mesurer la concentration en oxygène dissous dans chacun des flacons à l'aide de la sonde de l'oxymètre HQ 40d.

En parallèle, effectuer :

- ✚ L'essai à blanc : réaliser un essai à blanc parallèlement à l'analyse de l'échantillon en utilisant l'eau de dilutionensemencée et 2mg de solution d'ATU.
- ✚ Le QC : pour le contrôle de l'eau de dilutionensemencée, de l'eau d'ensemencement et de la technique de l'analyse, effectuer un contrôle pour chaque série d'échantillon en versant 20 ml de la solution de contrôle d'acide glutamique-glucose dans le flacon de dilution en ajoutant 2 ml de solution d'ATU et en complétant à 1000 ml avec l'eau de dilutionensemencée.

○ Calcul et expression des résultats

Examen de la concentration en oxygène valable durant l'essai.

La DBO est calculée pour les solutions d'essai lorsque la condition suivante est satisfaite :

$$\frac{\rho_1}{3} \leq (\rho_1 - \rho_2) \leq \frac{2\rho_1}{3}$$

Où

ρ_1 est la concentration d'oxygène dissous dans une des solutions d'essai zéro, en mg/l.

ρ_2 est la concentration d'oxygène dissous de cette même solution d'essai après n jours, en mg/l.

Calculer de la demande biochimique en oxygène après n jours exprimée en mg/l, en utilisant l'équation :

$$DBO_n = \left[(\rho^1 - \rho^2) - \frac{V_t - V_e}{V_t} * (\rho_3 - \rho_4) \right] * \frac{V_t}{V_{ech}}$$

Où

ρ_1 est la concentration d'oxygène dissous dans une des solutions d'essai zéro, en mg/l.

ρ_2 est la concentration d'oxygène dissous de cette même solution d'essai après n jours, en mg/l.

ρ_3 est la concentration en oxygène dissous de la solution du blanc au temps zéro, en mg/l.

ρ_4 est la concentration en oxygène dissous de la solution du blanc après n jours, en mg/l.

V_{ech} est le volume d'échantillon utilisé pour la préparation de la solution d'essai concernée en ml.

V_t est le volume total de cette solution d'essai, en ml.

I.3.3.7. Détermination de l'oxygène dissout Norme ISO 5815

○ Principe

Mesure de la quantité d'oxygène dissous présente dans l'échantillon d'eau à analyser.

○ Mode opératoire

- Ouvrir le flacon contenant l'eau à analyser en prenant soin de ne pas l'agiter à fin d'éviter une éventuelle aération de l'échantillon.
- Mettre la sonde de l'oxymètre HQ 40d dans le flacon.
- Appuyer sur Read et attendre le bip sonore indiquant la fin de la mesure.
- Lire le résultat sur l'écran de l'oxymètre.

○ Expression des résultats

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

I.3.3.8. Dosage spectrophotométrique des nitrates par la méthode au salicylate de sodium (Méthode interne)

○ Principe

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

○ Mode opératoire

- introduire 10 ml d'eau à analyser dans des capsules de 60 ml.
- Ajouter 2 à 3 gouttes d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 30%.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium de concentration 800.55mole/l et agiter soigneusement.
- Mettre les capsules dans l'étuve à 75°C- 80°C pendant 2 heures jusqu'à obtention d'un résidu.
- Faire sortir les capsules de l'étuve et les laisser refroidir dans un dessiccateur.
- Ajouter 2ml d'acide sulfurique concentré au résidu et attendre 10 minutes.

- Ajouter 15 ml d'eau distillée puis 15 ml de la solution de tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune.
- Effectuer les lectures au spectrophotomètre (Hach) DR 2800 et 4000 à la longueur d'onde 420 nm.

○ Calcul et expression des résultats

Les résultats sont exprimés en N-NO₃ mg/l.

La quantité en NO₃ est calculée par la relation suivante : (SEAL, 2009).

$$\text{NO}_3/\text{N} = 4.43 \quad \text{NO}_3 = 4.43 * \text{N}$$

I.3.3.9. Dosage spectrophotométrique des nitrites Norme ISO 6777

○ Principe

Réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH 1.9 avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide en présence d'acide ortho phosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le dichlor-hydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane(ajouter avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide) mesurage de l'absorbance à 540 nm.

○ Mode opératoire

- Prendre 40 ml d'eau à analyser dans une fiole de 50 ml.
- Ajouter 1 ml de réactif coloré.
- Homogénéiser immédiatement et compléter à 50ml.
- Laisser reposer au moins 20 minutes.
- Effectuer la mesure spectrophotométrique à la longueur d'onde 540 nm.

○ Expression des résultats

Les résultats sont exprimés en mg/l.

I.3.3.10. Dosage de l'azote ammoniacal

○ Principe

La détermination de l'azote ammoniacal est basée sur la formation d'un complexe coloré (vert) entre l'ion ammonium (NH₄⁺), le salicylate de sodium (C₇H₅NaO₃) et du chlore en milieu alcalin. La source de chlore est fournie par une solution de dichloroisocyanurate de sodium.

a- Par spectrophotométrie Norme ISO 7150/1

o Mode opératoire

- Prendre 40 ml d'eau à analyser dans une fiole de 50 ml.
- Ajouter 4 ml de réactif coloré, homogénéiser.
- Ajouter 4 ml du réactif de dichloroisocyanurate de sodium, homogénéiser. Et compléter à 50 ml.
- Laisser reposer au moins 60 min.
- Effectuer la mesure spectrophotométrique à la longueur d'onde de 655 nm.

o Expression des résultats

Les résultats sont exprimés en mg/l.

b- Par flux continu (CFA) Norme NF EN ISO 11732

La procédure automatisée pour la détermination de l'ammoniac est basée sur la réaction de Berthelot modifiée. L'ammoniac est tamponné et chloré en monochloramine qui réagit avec le salicylate d'acide 5-amino-salicylique.

Le complexe formé est mesuré à une longueur d'onde de 660nm.

o Mode opératoire

- Allumer l'appareil SKALAR SAN⁺⁺.
- Remplir les cupules avec : la gamme d'étalonnage, les réactifs ainsi que les échantillons.
- La pompe proportionnelle aspire les étalons, échantillons et réactifs en même temps, la pompe sépare entre un échantillon et l'autre par des bulles d'air, le temps qui sépare entre deux échantillons est de 60 secondes.
- Les échantillons se mélangent aux réactifs au niveau du circuit analytique, on obtient un complexe coloré.
- Le détecteur spectrophotométrique mesure l'absorbance du complexe formé.
- Le détecteur spectrophotométrique est lié à une interface graphique qui traduit les concentrations mesurées en pics qui sont affichées sur un écran.

o Expression des résultats :

Les résultats sont exprimés en mg/l.

I.3.3.11. Dosage des ortho- phosphates

○ Principe

Le molybdate d'ammonium réagit avec les ortho-phosphate en milieu acide pour former l'acide phosphorique, celui-ci est réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique.

Les silicates n'interfèrent pas même à des concentrations élevées.

a-Par spectrophotométrie Norme NF EN ISO 6878

○ Mode opératoire

- Prendre 40 ml d'eau à analyser dans une fiole de 50 ml.
- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique.
- Au bout de 30 secondes, ajouter 2 ml de la solution de molybdate d'ammonium.
- Laisser reposer au moins 30 minutes.
- Effectuer la lecture au spectrophotomètre (Hach) DR 2800 et 4000.

○ Expression des résultats

Les résultats sont exprimées en mg /l.

a- Par flux continues (CFA) Norme NF EN ISO 15681-2

○ Principe

La procédure automatique pour la détermination des phosphates est basée sur la réaction suivante : l'heptamolybdate d'ammonium et les réagissent dans un milieu acide avec des solutions diluées de phosphate pour former un complexe d'antimony-phospho-molybdate, ce complexe est réduit en une couleur bleue intense par le L (+) acide ascorbique. Le complexe est mesuré à 880nm.

○ Mode opératoire

Le mode opératoire est identique à celui de l'azote ammoniacal car l'analyse de ces deux paramètres s'effectue en même temps et par le même appareil.

○ Expression des résultats

Les résultats sont exprimés en mg/l.

I.3.4. Analyse bactériologique

Les analyses microbiologiques de l'eau ont pour but de mettre en évidence la présence de micro-organismes qui modifient l'aptitude d'une eau à une utilisation donnée (RODIER et *al.*, 2009).

Les échantillons doivent être prélevés avec toutes les conditions d'asepsie nécessaires si l'on veut qu'ils soient représentatifs de l'eau que l'on veut analyser. Pour éviter qu'il y ait des changements imprévisibles dans la flore microbiologique de l'échantillon, l'examen doit commencer le plus tôt possible après le prélèvement.

Durant notre étude, les analyses microbiologiques ont été effectuées par filtration sur membrane.

Quelque soit le germe recherché, il faut toujours procéder par :

- Mettre en marche la pompe à vide.
- Stériliser la surface supérieure de la rompe de filtration ainsi que la plaque poreuse (en ouvrant le robinet pour aspirer la flamme).
- Laisser refroidir.
- Prélever une membrane en ester de cellulose de son emballage (0.22µm pour les spores sulfito-réducteurs et 0.47 µm pour les autres germes) à l'aide d'une pince stérile et l'étaler sur la plaque poreuse de la rompe.

I.3.4.1. préparation des dilutions

Les dilutions sont réalisées en vue de réduire le nombre de micro-organismes par unité de volume pour permettre, après incubation, d'observer leur développement (cas des tubes) ou d'effectuer le dénombrement des colonies (cas des boîtes).

Première dilution 10^{-1} : 1ml de l'échantillon à analyser pour 9ml d'eau physiologique stérile à pH=7.

- **Dilutions décimales**

Dilution 10^{-2} : 1ml de la première dilution pour 9 ml d'eau physiologique stérile.

Dilution 10^{-3} : 1ml de la dilution 10^{-2} pour 9ml d'eau physiologique stérile.

La dilution sera donc plus élevée pour l'eau usée brute que pour celle d'une eau usée épurée.

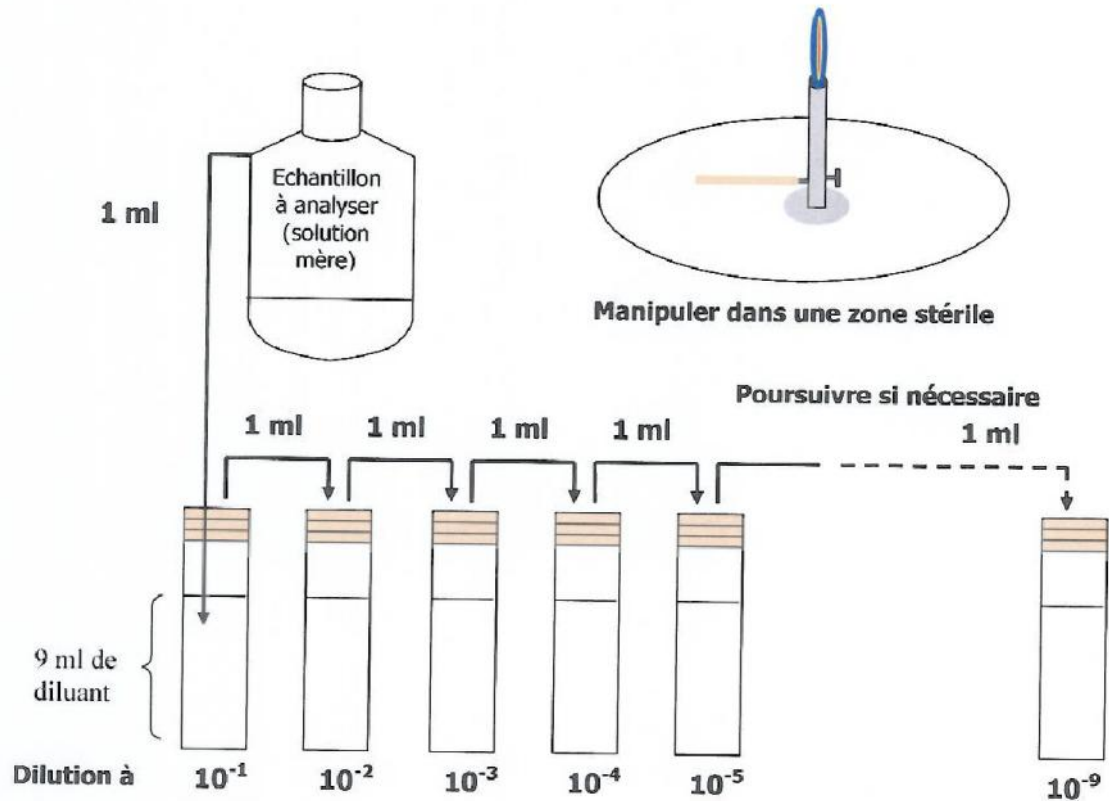


Fig. 6 : Préparation des dilutions (SEAL, 2009).

I.3.4.2. Dénombrement des germes indicateurs d'une contamination fécale par méthode de filtration

a- Dénombrement des Coliformes totaux Norme ISO 9808-1

o Mode opératoire

- Agiter soigneusement le flacon d'eau à analyser.
- Verser soigneusement la quantité d'eau désirée sur une membrane de 0.45 µm.
- Dès que la quantité d'eau est filtrée, prélever la membrane avec une pince stérile en la saisissant par son bord.
- Déposer la membrane sur le milieu sélectif (Gélose lactosée au Tergitol et au TTC) en prêtant attention à ne pas piéger de bulles d'air.
- Incubation pendant $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 22 ± 2 H, couvercle en bas.

o Lecture et interprétation

Après la période d'incubation, on dénombre les colonies caractéristiques qui se présentent sous forme de colonies lisses, légèrement bombées, à contours réguliers et pigmentées en jaune quel que soit leur diamètre.

Le nombre de coliformes totaux est obtenu en appliquant la relation suivante :

$$\frac{\text{Nombre de colonies dénombrées sur la boîte X 100}}{\text{Volume filtré X dilution}}$$

✚ Pour la recherche d'*E.coli* :

- Repiquer 5 à 10 colonies bien déterminées respectivement sur :
 - ✓ Le milieu TSA : déposer la colonie en stries sur toute la surface du milieu.
 - ✓ Un bouillon au Tryptophane.
- Incubation pendant $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 22 ± 2 H.

Après la période d'incubation, effectuer le double test de confirmation suivant :

- ✓ Sur le milieu TSA, effectuer un essai à l'oxydase comme suit :
 - Imbiber un disque d'oxydase avec une goutte d'eau distillée stérile.
 - Déposer à l'aide d'une pipette stérile la colonie.
 - La réaction positive, correspond à l'apparition d'une couleur violette dans les 30 secondes qui suivent.
- ✓ Sur le bouillon Tryptophane, une recherche d'indole comme suit :
 - Ajouter 2 à 3 gouttes de réactif de Kowacs.
 - L'apparition d'une couleur rouge brique à la surface du bouillon confirme la présence d'indole (voir Annexe III).

○ **Interprétation du test de confirmation**

Toutes les colonies ayant une réaction négative à l'oxydase, mais positive à l'indole, sont des *Escherichia coli*.

b- Dénombrement des entérocoques Norme NA 766 en ISO 7899-2

○ **Mode opératoire**

- Filtrer 10 ml de l'échantillon à analyser sur une membrane de $0.45 \mu\text{m}$.
- Après filtration, enlever la membrane avec une pince stérile et la placer dans une boîte de pétri contenant la gélose Slanetz et Bartley avec TTC.
- Mettre la boîte de pétri dans l'incubateur à $22 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 44 ± 4 H (voir Annexe III).

○ **Lecture et interprétation**

Après incubation, les entérocoques intestinaux typiques donnent des colonies bombées, de tailles moyennes, roses ou rouges.

Si les colonies typiques se présentent sur le filtre, transférer le filtre au moyen d'une pipette stérile, sans retournement sur la boîte de pétri contenant le milieu BEA, et faire incuber à 44°C pendant 2 H puis les retirer et compter les colonies entourées d'un halo noir indiquant l'Esculine plus.

I .3.4.3. Recherche et dénombrement des germes pathogènes

a- Recherche et dénombrement des spores des bactéries anaérobies sulfite-réductrice Norme NF EN 26461-2 ISO 6461-2

○ **Mode opératoire**

- Avant de procéder à l'essai, l'échantillon à analyser (10 ml) doit être chauffé dans un bain marie à 75°C ± 5°C pendant 15 mn à partir du moment où cette température a été atteinte.
- Refroidir immédiatement sous l'eau du robinet jusqu'à température ambiante.
- Filtration de 10ml sur une membrane de 0,22µm.
- Après filtration, enlever la membrane avec une pince stérile et la placer, face supérieure tournée vers le bas dans le fond d'une boîte de Pétri en s'assurant qu'il ne reste pas de bulles d'air sous la membrane.
- Ensuite verser soigneusement le milieu de culture gélose viande foie liquéfiée avec additifs, jusqu'au rebord de la boîte de Pétri.
- Incubation à 37°C± 1°C pendant 44± 4h (voir Annexe III).

○ **Lecture et interprétation**

Dénombrer toute colonie noire de 0.5 mm de diamètre.

Une première lecture (dénombrement des colonies) doit être faite après 22±2h d'incubation, la deuxième lecture se fait après 48 heures d'incubation.

b- Recherche et dénombrement des staphylocoques Norme NF T 90 421

○ **Mode opératoire**

- Agiter soigneusement l'eau à analyser.
- Verser stérilement la quantité d'eau désirée.
- Ouvrir le robinet de la rompe de filtration pour laisser l'eau s'écouler.
- Dès que la membrane paraît sèche, enlever l'entonnoir et prélever la membrane à l'aide d'une pince stérile.

ETUDE EXPERIMENTALE

- Déposer la membrane sur le milieu sélectif «gélose Chapman au mannitol» préalablement préparée en prêtant attention à ne pas piéger des bulles d'air.
- Incubation à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 44 ± 4 heures des boîtes de Pétri couvercle vers le bas.
- **Lecture et interprétation**

Après la période d'incubation spécifiée, les staphylocoques à Coagulase positive ou plus particulièrement *Staphylococcus aureus*, apparaissent sous forme de petites colonies lisses légèrement bombées à contours réguliers et pigmentées soit en jaune (fermentation du mannitol) ou en blanc.

Prendre 3 à 5 colonies au hasard pour confirmation. Une demi colonie servira au test à la catalase l'autre demi sera triturer dans un tube contenant du bouillon BHIB, incuber à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h pour le test à la Coagulase.

Les *Staphylococcus aureus* possèdent ces deux enzymes.

- ✓ Test à la catalase
 - Placer une goutte d'une solution de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) à 20 volumes sur une lame de microscope.
 - Prélever une demi-colonie avec une pipette Pasteur et l'émulsionner doucement dans la goutte de H_2O_2 .
 - Observer immédiatement s'il y a apparition de bulles d'oxygène (catalase positive) ou absence (catalase négative).
- ✓ Test à la Coagulase
 - Après incubation du bouillon BHIB, ajouter stérilement 0.1 ml de cette culture à 0.3 ml de plasma de lapin contenu dans un tube stérile à hémolyse ou à essai, et incuber de nouveau à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 2 à 6 heures.
 - Considérer que la réaction à la Coagulase est positive quand le coagulum occupe plus des trois quart du volume initialement occupé par liquide (voir Annexe III).

Le tableau suivant résume quelques caractères biochimiques de différentes espèces de staphylocoques :

Tableau VII. Caractéristiques biochimiques de quelques espèces de *Staphylococcus*.

Tests de confirmation	Staphylocoque			
	<i>S. aureus</i>	<i>S.intermedius</i>	<i>S.saprophyticus</i>	<i>S.epidermidis</i>
Catalase	+	+	+	+
Coagulase	+	+	-	-
Mannitol en anaérobies	+	-	-	-

La mesure est à exprimer en UFC pour 100 ml.

c- Recherche des salmonelles

o Mode opératoire

- Enrichissement primaire : après filtration, retirer la membrane à l'aide d'une pince stérile puis la placer dans un flacon contenant le milieu Eau Peptonée Tamponnée. Bien mélanger le filtre dans le milieu, puis incubé ce dernier à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 22 ± 2 heures.
- Enrichissement secondaire : après l'incubation, transférer 1ml du milieu d'enrichissement primaire sur le milieu Rappaport Vasiliadis. Bien mélanger le milieu et l'inoculum puis incubé à $42\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h.
- Isolement : après incubation, procéder à l'isolement sur milieu Hektoen et incubé à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 2 h.

o Lecture et interprétation

Repérer les colonies caractéristiques de couleur grises bleues, vertes bleues avec ou sans un centre noir, d'une taille très petite.

- Faire une identification biochimique basée essentiellement sur ONPG, TSI, Urée-Indole, LDC, ODC, ADH et Oxydase.

d- Recherche des vibrions cholériques Norme ISO/ TS 21872-1

o Mode opératoire

- Enrichissement primaire : après filtration ; retirer la membrane à l'aide d'une pince stérile, puis la placé dans un flacon contenant le milieu Eau Peptonée Alcaline. Ce dernier sera par la suite incubé à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h.
- Enrichissement secondaire et isolement : après incubation, le flacon constituant l'enrichissement primaire fera l'objet :
 - D'une part, d'un enrichissement secondaire sur milieu EPA en tube auquel on ajoute 1ml par tube.
 - D'autre part, d'un isolement sur gélose GNAB 1.

Dans les deux cas, l'incubation se fait à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h.

- Isolement : le tube d'enrichissement secondaire fera l'objet d'un isolement sur gélose GNAB 2 puis incubation à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h.

o Lecture et identification

- Les boîtes de GNAB 1 subiront une lecture après 24h.
- Les boîtes de GNAB 2 subiront une lecture, les colonies caractéristiques se présentent le plus souvent sous forme de grosses colonies lisses et

transparentes. Parmi ces dernières, 5 colonies feront l'objet d'une identification biochimique. (SEAAL, 2009).

e- Recherche et dénombrement des *Pseudomonas* Norme NF EN 12780

o Mode opératoire

- Après filtration, prélever la membrane avec une pince stérile.
- Déposer la membrane sur le milieu sélectif «gélose cétrimide» en prêtant attention à ne pas piéger des bulles d'air.
- Incubation à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 44 ± 4 h les boîtes de Pétri, le couvercle vers le bas.

o Lecture et interprétation

Après la période d'incubation spécifiée :

- Les colonies pigmentées en bleu vert, donc productrices de pyocyanine sont considérées comme des colonies de *Pseudomonas aeruginosa*. Compter les colonies.
- Les colonies qui présentent une fluorescence sous UV nécessitent une confirmation biochimique basée essentiellement sur un repiquage sur bouillon à l'acétamide qui sera incubé à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h. après incubation, la production d'ammoniac à partir du bouillon à l'acétamide après avoir ajouté une à deux gouttes du réactif de Nessler est caractérisée par une décoloration du jaune au rouge brique et est en faveur de *Pseudomonas aeruginosa*. Compter les colonies.
- Les colonies présentant une pigmentation brun rougeâtre sans fluorescence nécessitent également une confirmation biochimique basée d'abord et avant tout sur l'oxydase. Les colonies oxydase positives seront ensuite repiquées d'une part sur bouillon à l'acétamide qui sera incubé à $36\pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 20 ± 4 h.
 - après incubation, la production d'ammoniac à partir du bouillon à l'acétamide après avoir ajouté une à deux gouttes du réactif de Nessler est caractérisée par une décoloration du jaune au rouge brique et est en faveur de *Pseudomonas aeruginosa*. Compter les colonies.
 - L'apparition d'une fluorescence sur milieu King B exposé aux UV (360nm) est en faveur de *Pseudomonas aeruginosa*. Compter les colonies.

I.3.5. Antibiogramme

○ Principe

Tester la sensibilité de l'espèce bactérienne (*P.aeruginosa*) aux antibiotiques et cela afin de surveiller la résistance de cette dernière et de suivre les bactéries multirésistantes.

○ Mode opératoire

- Préparer une suspension bactérienne contenant 50 à 100 colonies de *Pseudomonas aeruginosa*.
- Mettre une goutte de la suspension dans une boîte de Pétri remplie de Müller Hilton.
- Bien étaler la goutte à l'aide d'un râteau.
- Placer les disques d'antibiotiques dans la boîte en prenant soin de bien les espacer.
- Incuber à $37\pm 1^{\circ}\text{C}$ pendant $22\pm 2\text{H}$.

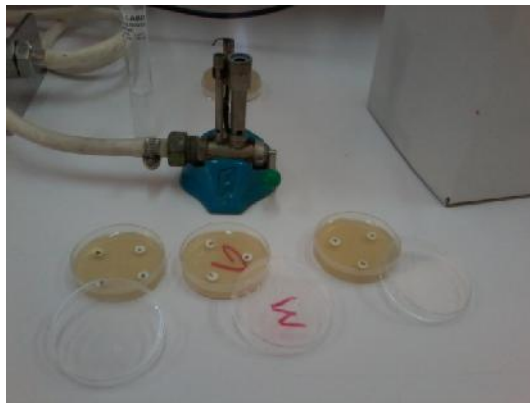


Fig.12 : Préparation de l'antibiogramme.

○ Lecture et interprétation

Après la période d'incubation spécifiée :

- les cercles présents autour de quelques disques d'antibiotiques correspondent à la sensibilité de l'espèce à ces derniers. L'ATB inhibe donc la croissance de la bactérie et la formation des colonies.

Calculer le diamètre en millimètre de chaque cercle à l'aide d'une règle.

- Absence des cercles autour d'autres disques d'ATB, ce qui correspond à la résistance de la bactérie à ces derniers.

I.4. Détermination du rendement de l'épuration

Les performances sont exprimées en terme de rendement sur quelque paramètres physicochimiques, bactériologiques et parasitologiques. Ce descripteur traduit le taux de

réduction de la concentration en micropolluants entre l'entrée et la sortie de la station (CHUBERT *et al.*, 2011).

Chaque rendement est calculé à l'aide de la formule suivant :

$$R = \frac{\text{la concentration en amont} - \text{la concentration en aval}}{\text{la concentration en amont}} \times 100$$

I.5. Analyse statistique des résultats

I.5.1. La moyenne et l'écart-type (n = 30)

Les résultats des analyses des eaux usées brutes et épurées nous ont permis de calculer la moyenne et l'écart-type.

La moyenne \bar{X} d'un échantillon de taille n , de variable $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ est obtenue par :

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$$

L'écart-type est un paramètre statistique qui permet d'apprécier la dispersion des variables autour de la moyenne de l'échantillon, il est noté s :

$$s = \sqrt{\frac{\sum x^2 - n\bar{x}^2}{n-1}}$$

II. Résultats et discussion

II.1. Paramètres physico-chimiques

Un ensemble d'analyses a été effectué afin d'évaluer le rendement épuratoire du traitement par boues activées au niveau de la station d'épuration de Reghaia.

Ces résultats sont comparés aux normes de rejet des eaux usées recommandées par l'OMS (2006), le JORA (2006, 2012, 2013) et aux normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation (Tableau XV et XVII voir Annexe VI).

II.1.1. Température

Les résultats obtenus durant la période d'étude (figure 21) montrent que les valeurs de la température des 7 prélèvements sont très proches. A l'entrée, la température des eaux brutes oscillent entre un minimum de 11.6°C et un maximum de 15.7°C, avec $14.25 \pm 0.61^\circ\text{C}$ comme valeur moyenne.

Les valeurs de la température des eaux usées brutes à l'entrée de la STEP sont voisines de la température ambiante. Ce qui probablement serait à l'origine de l'accélération du processus d'acidification, de fermentation et par la suite la formation d'une biomasse bactérienne importante responsable de l'épuration biologique comme l'ont déjà signalé plusieurs auteurs.

A la sortie, les valeurs des eaux épurées sont comprises entre un minimum de 12.5°C et un maximum de 16.1°C, avec $14.48 \pm 1.53^\circ\text{C}$ comme valeur moyenne. Ces différentes valeurs enregistrées sont étroitement liées aux conditions climatiques et à la température de la saison et restent acceptables car en dessous de la norme fixée 30°C par l'OMS (2006) et le JORA (2006).

La température de l'eau est un facteur écologique important qui agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissouts, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement les micro-organismes (MAKHOUKH et al. 2011),

Ce pendant, il est à noter qu'une température élevée freine la vie aquatique. Beaucoup d'organismes dépourvues de mécanismes de régulation thermique verront leur activité vitale ralentie (MEINCK et al. 1977). Ce qui n'est pas le cas dans cette étude.

D'après BECHAC et al (1984), le fonctionnement de certains ouvrages de la chaîne de traitement comme le dégraisseur nécessite que l'effluent présente une température inférieure à 30°C et favoriserait selon MOUSSA MOUMOUNI, (2005) l'autoépuration en accroissant la vitesse de sédimentation, ce qui peut présenter un intérêt pour les stations d'épuration.

RESULTATS ET DISCUSSION

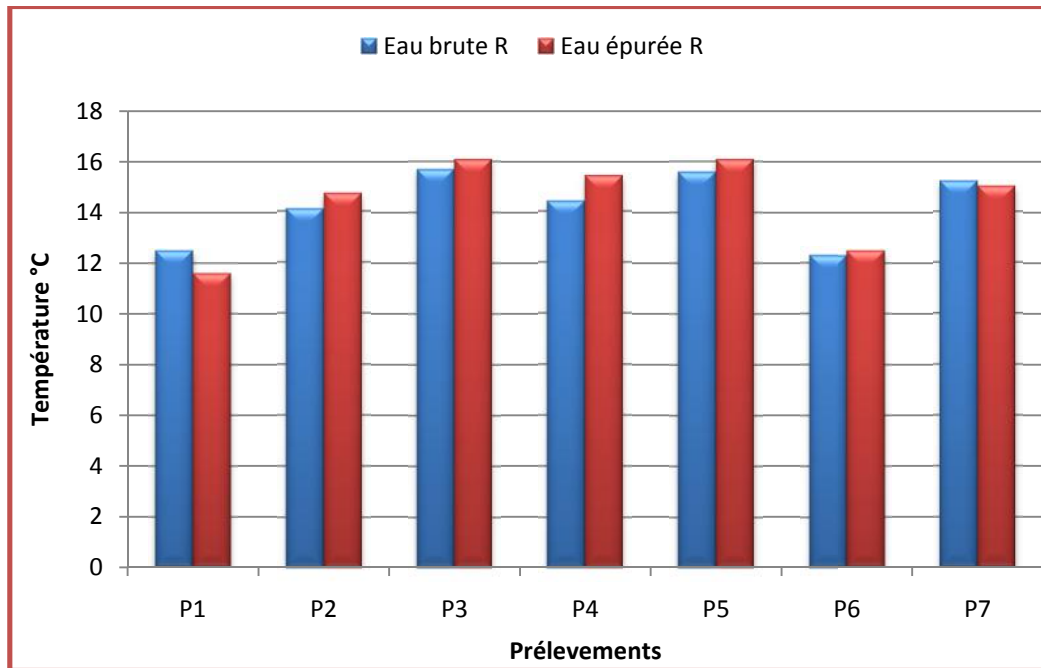


Fig.13 : Variation de la température en fonction des étapes de traitement.

II.1.2. pH

Le pH joue un rôle important dans les processus d'épuration biologique en aérobie et en anaérobie dans une gamme de pH de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8 la plus favorable à l'action bactérienne.

Les résultats obtenus durant la période d'étude sont illustrés dans la figure 22. A l'entrée, les valeurs sont comprises entre un minimum de 7.37 et un maximum de 7.73 avec 7.53 ± 0.11 comme valeur moyenne.

Un pH alcalin et une température modérée constituent des conditions de milieu idéal pour la prolifération des micro-organismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.(SEVRIN REYSSAC *et al.*, 1995).

A la sortie, les valeurs des eaux épurées sont comprises entre un minimum de 7.45 et un maximum de 7.80 avec 7.66 ± 0.14 comme valeur moyenne.

Toutes les valeurs enregistrées dans cette étude sont conformes aux normes de l'OMS (2006) et du JORA (2012).

Les faibles variations dans les valeurs du pH entre l'eau usée brute et l'eau usée épurée sont dues selon REJSEK (2002) aux réactions chimiques et/ou biologiques qui produisent des ions acides ou qui consomment des ions basiques.

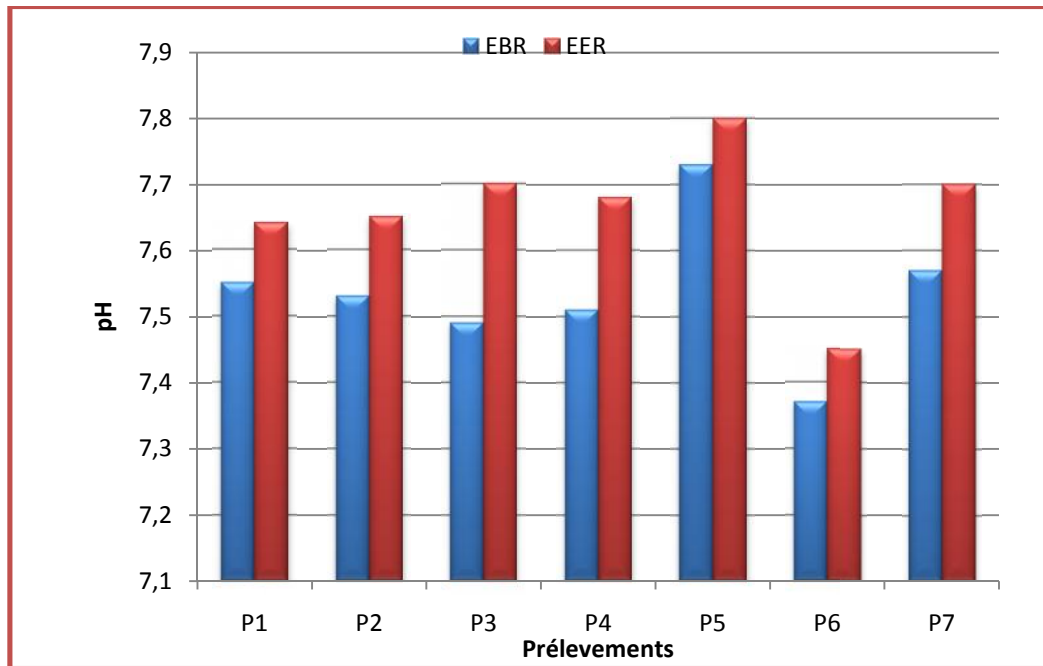


Fig.14 : Variation du pH en fonction des étapes de traitement.

II.1.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique est probablement l'une des plus importantes variables pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité. La CE d'une eau usée dépend essentiellement de la qualité de l'eau primaire potable utilisée, du régime alimentaire de la population et des activités industrielles et humaine (SALGHI, 2007).

La figure 23 montre que l'eau usée brute possède une gamme de conductivité qui varie entre 1506 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1841 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une valeur moyenne de $1693.71 \pm 108.23 \mu\text{S}/\text{cm}$.

RESULTATS ET DISCUSSION

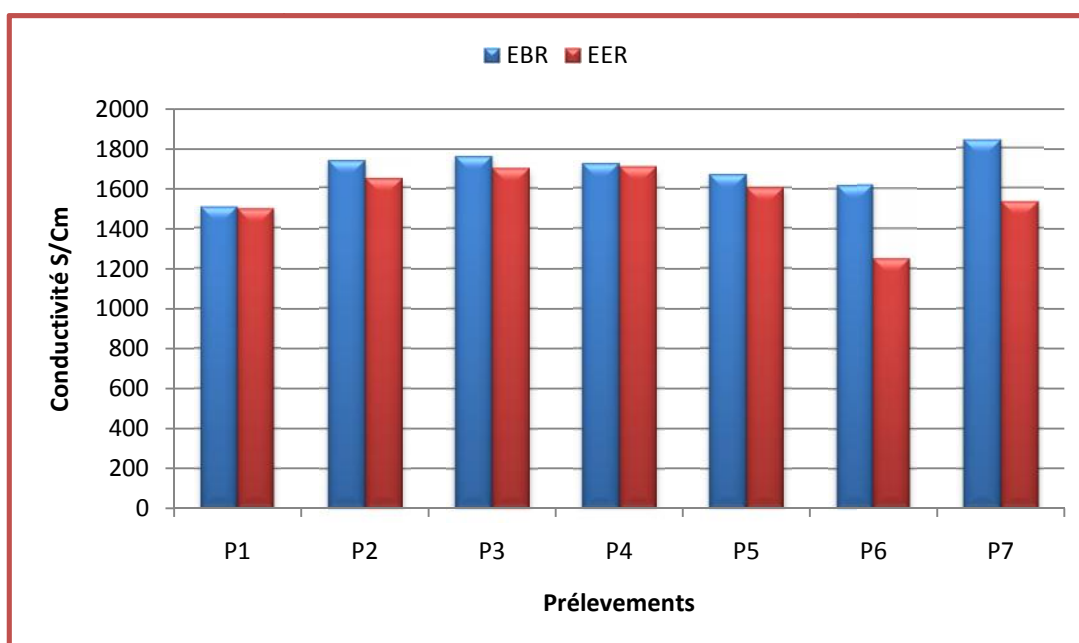


Fig.15 : Variation de la conductivité en fonction des étapes de traitement.

A la sortie de la STEP, les valeurs enregistrées sont comprises entre 1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1707 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une valeur moyenne de $1562 \pm 158.95 \mu\text{S} /\text{cm}$. Ces valeurs sont conformes aux normes des eaux destinées à l'irrigation ($<3000\mu\text{S}/\text{cm}$).

En se référant au Tableau n° VIII, la valeur moyenne de conductivité des eaux usées brutes et épurées dépassent $1000\mu\text{S}/\text{cm}$ ce qui implique selon **RODIER et al., (2005)**, que ces eaux présentent une minéralisation élevée, ceci est probablement dû à un apport massif de détergents et produits chimiques apportés par les eaux usées.

Le tableau ci-dessous donne quelques indications sur la relation existante entre la minéralisation et la conductivité.

Tableau VIII. Estimation de la minéralisation à partir de la conductivité.

Valeur de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Minéralisation correspondante
Conductivité <100	Minéralisation très faible
$100 < \text{conductivité} < 200$	Minéralisation faible
$200 < \text{conductivité} < 333$	Minéralisation moyenne
$333 < \text{conductivité} < 666$	Minéralisation moyenne accentuée
$666 < \text{conductivité} < 1000$	Minéralisation importante
Conductivité >1000	Minéralisation élevée

(**RODIER et al., 2005**).

En général, la diminution de la CE entre l'eau brute et l'eau épurée peut être expliquée par la sédimentation des sels minéraux dans le clarificateur qui sont concentrés dans les boues.

II.1.4. Matières en suspension (MES)

Les MES sont des matières solides contenues dans les eaux usées qui sont séparables par filtration, décantation ou centrifugation.

Les résultats des MES obtenus durant l'étude sont illustrés dans la figure 24. A l'entrée, les valeurs sont comprises entre 57mg/l et 377mg/l avec une moyenne de 281.71 ± 107.56 mg/l.

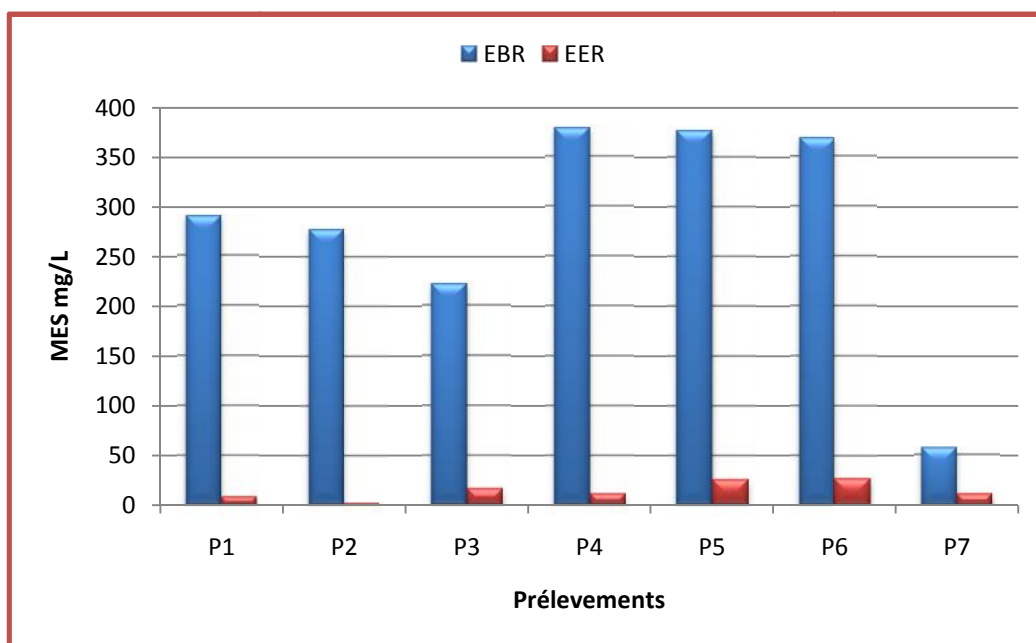


Fig.16 : Variation des matières en suspension en fonction des étapes de traitement.

Selon **BADIA GONDARD (1996)**, la présence des MES dans les différents rejets peut compromettre de manière sensible le fonctionnement du réseau d'égouts. C'est pourquoi, le maintien d'une concentration importante en MES dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes (**FAO, 2003**). Ce pendant, une présence excessive de MES peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que le bouchage des systèmes d'irrigation. (**BELAID, 2010**). Les MES contribuent à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct. Ceci causera une diminution de la clarté de l'eau, limitant la biosynthèse végétale. (**GAID, 1993** et **REJSEK, 2002**). Néanmoins la présence des MES dans les eaux usées épurées n'est pas un obstacle à leur réutilisation. Bien au contraire, elles contribuent à la fertilité des sols. (**FAO, 2003**).

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 2.2mg/l et 27.3 mg/l avec une moyenne de 15.05 ± 9.14 mg/l. Ces valeurs sont conformes aux normes de l'OMS et du JORA car inférieures à 30 mg/l.

RESULTATS ET DISCUSSION

Cette diminution de la teneur des MES est due :

- ✓ A l'élimination des particules par les dessaleurs, les décanteurs primaires.
- ✓ Par l'adsorption des MES sur les floes biologiques.
- ✓ Par une bonne sédimentation au niveau du clarificateur (BELAID, 2010).

II.1.5. Matières volatiles sèches

Les MVS sont en relation avec la nature et l'origine des MES, ils représentent 80 à 85% de ces derniers. Le calcul de ce paramètre se fait au niveau des eaux brutes uniquement car elles sont riches en carbone organique qui est utilisé par la biomasse épuratrice au niveau du bassin d'aération.

Les résultats obtenus durant notre étude sont représentés dans la figure 25. A l'entrée, les valeurs enregistrées oscillent entre 13 mg/l et 250 mg/l avec une moyenne de 161.42 ± 75.49 mg/l.

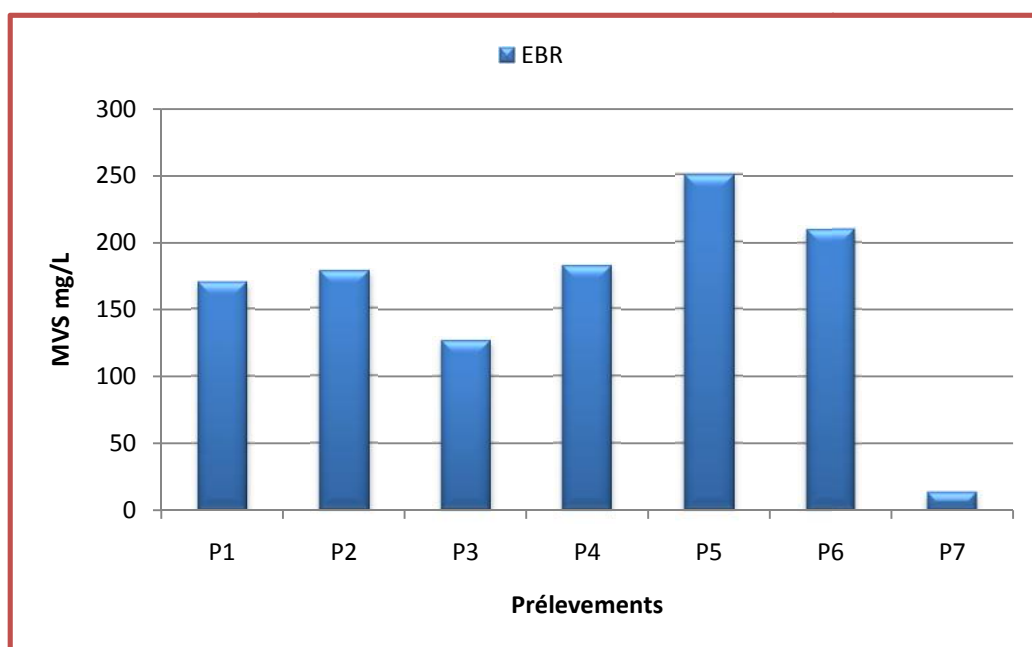


Fig.17 : Variation des matières volatiles sèches en fonction des étapes de traitement.

II.1.6. La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène consommée chimiquement par les matières oxydables contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques (protéines, glucides, lipides) mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures...). (MAKHOUKH *et al.*, 2011).

Selon la figure 26. A l'entrée, les concentrations enregistrées dans cette étude varient entre 51.41mg d'O₂/l et 457.38 mg d'O₂/l avec une moyenne de 328.57 ± 136.99 mg d'O₂/l.

RESULTATS ET DISCUSSION

A la sortie, la valeur, minimale est de 39 mg d'O₂/l et la valeur maximale et de 48 mg d'O₂/l avec parfois des valeurs <30 mg d'O₂/l.

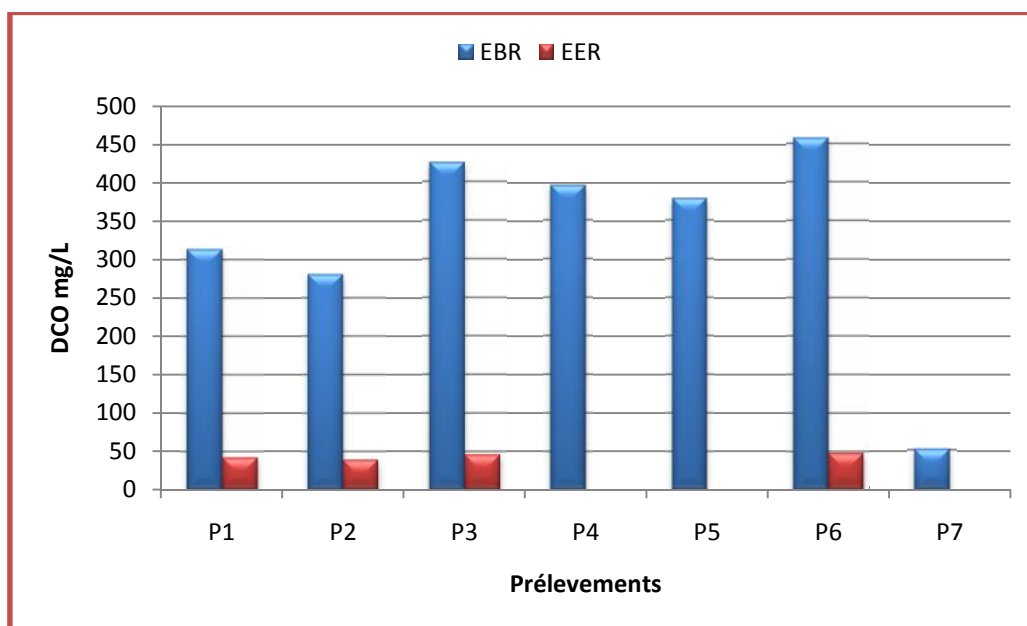


Fig. 18 : Variation de la DCO en fonction des étapes de traitement.

L'objectif fixé par la STEP est atteint puisque les valeurs sont conformes aux normes de l'OMS et du JORA (<90 mg d'O₂/l) mais parfois légèrement supérieures à celles des eaux destinées à l'irrigation (<40 mg d'O₂/l).

II.1.7. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La détermination de la DBO₅a pour but d'évaluer la nuisance due à la consommation de l'oxygène provoquée par le rejet des matières organiques biodégradables dans le milieu naturel (REJSEK, 2002).

A partir de la figure 27, on note qu'à l'entrée de la STEP, les valeurs de ce paramètre sont comprises entre 37.55 mg d'O₂/l et 202 mg d'O₂/l avec une moyenne de 122.49± 50.84 mg d'O₂/l.

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 0.91 mg d'O₂/l et 3mg d'O₂/l avec une valeur moyenne de 1.97 ± 0.84 mg d'O₂/l.

Ces valeurs sont conformes aux normes de l'OMS, JORA et celle de l'irrigation (30 mg d'O₂/l).

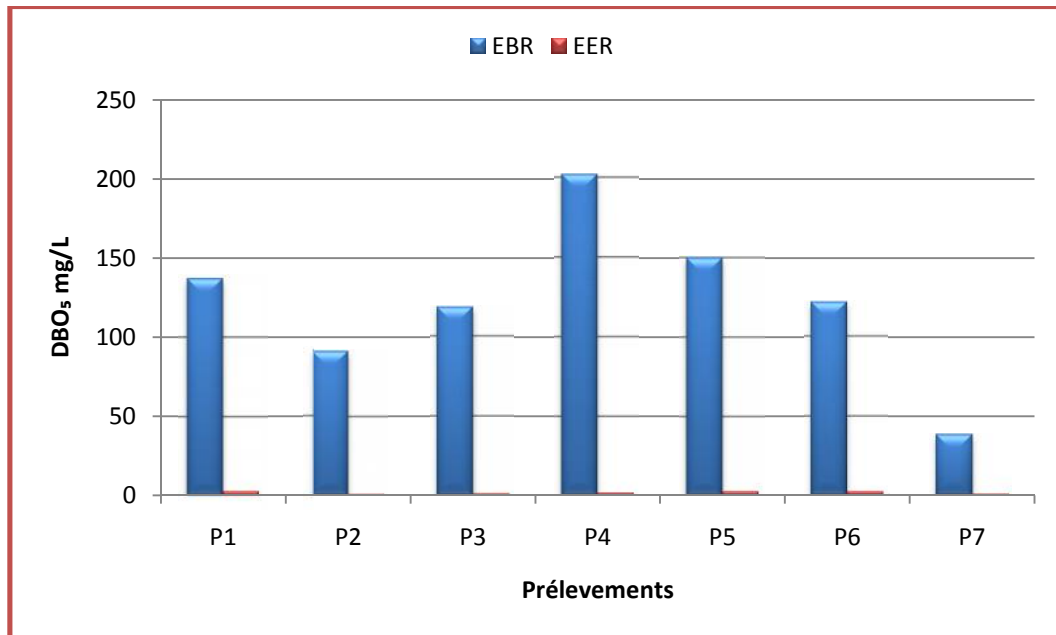


Fig. 19 : Variation de la DBO₅ en fonction des étapes de traitement.

La diminution de la DBO₅ s'explique probablement par le bon développement des micro-organismes favorisé par un temps de séjour suffisant dans le bassin d'aération d'une part et d'autre part à l'âge de la boue.

Cette réduction est due à l'activité des micro-organismes épurateurs qui dégradent et transforment la matière organique en CO₂, H₂O et NH₃ permettant ainsi l'élimination de la pollution organique ainsi que le bon fonctionnement du clarificateur assurant ainsi une bonne sédimentation des boues responsables de l'élimination de la quasi-totalité de la DBO₅ (CARDOT, 1999).

II.1.8. Le rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ est révélateur du mode de traitement à adopter et de la qualité de l'effluent à traiter.

Les résultats obtenus durant notre étude sont illustrés dans la figure 28 et sont compris entre 1.36 et 3.76.

Selon **RODIER et al., 2009** :

- **DCO/DBO₅ < 3 effluent facilement biodégradable.**
- **3 < DCO/DBO₅ < 5 effluent moyennement biodégradable.**
- **DCO/DBO₅ > 5 effluent difficilement biodégradable, voir non biodégradable.**

Globalement, les valeurs enregistrées dans cette étude sont inférieures à 3, ce qui confirme que les eaux usées reçues, au niveau de la STEP, sont facilement à moyennement biodégradables.

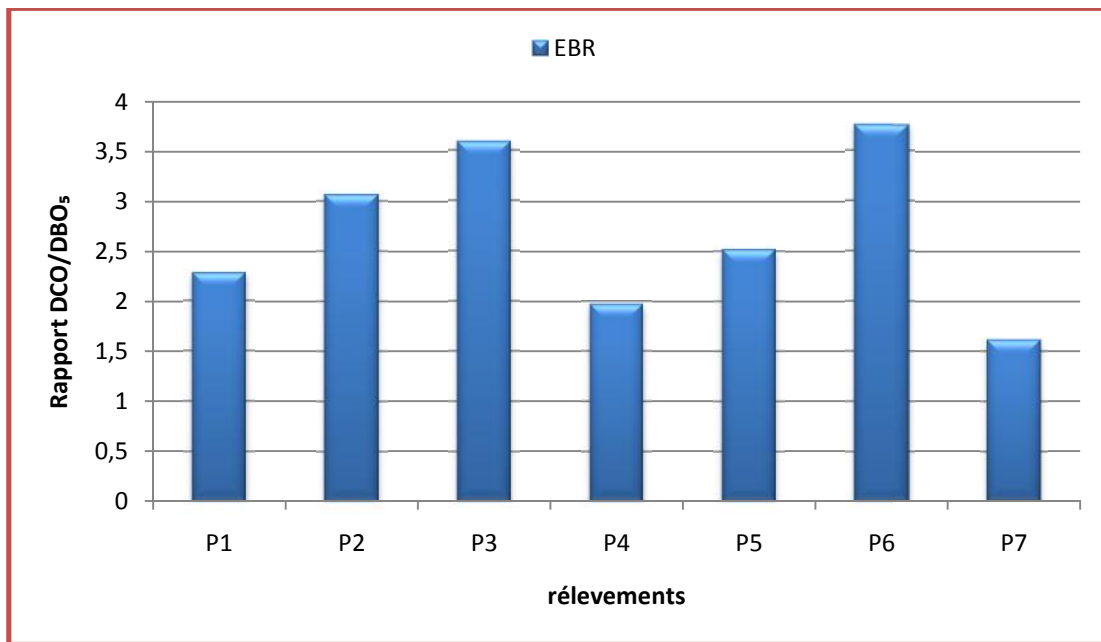


Fig. 20 : Variation du rapport DCO/DBO₅ en fonction des étapes de traitement.

II.1.9. L'oxygène dissout

L'OD est un composé essentiel de l'eau car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation des matières polluantes qui se fait principalement en aérobiose.

Les résultats obtenus durant notre étude sont illustrés dans la figure 29. A l'entrée, ils sont compris entre 0.36 mg/l et 0.64 mg/l avec une moyenne de 0.62 ± 0.27 mg/l.

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 4.59 mg/l et 6.35 mg/L avec une valeur moyenne de 5.35 ± 0.71 mg/l.

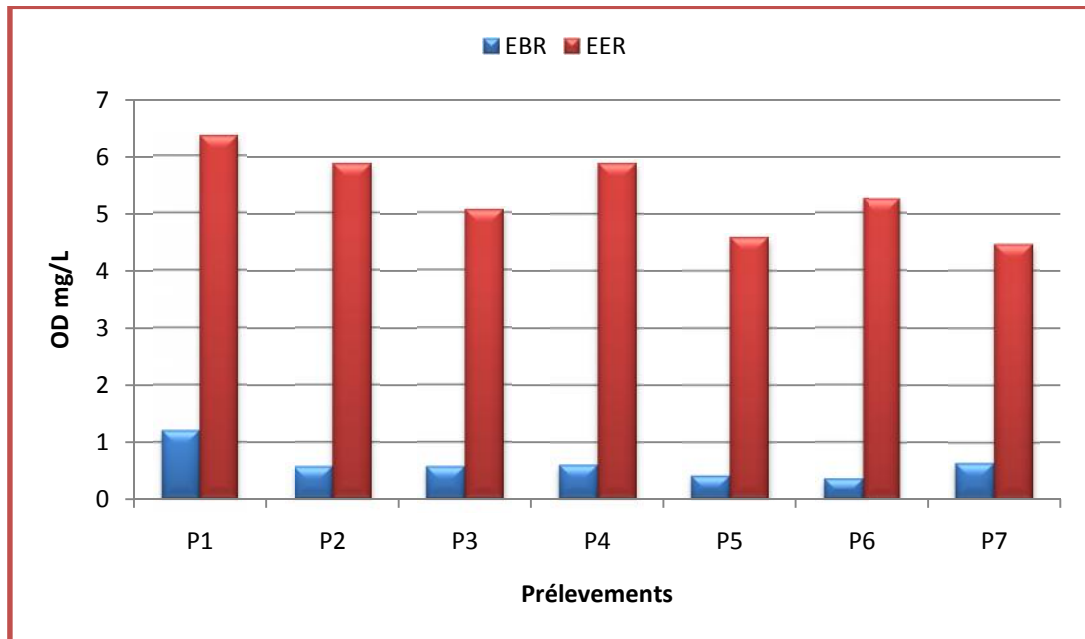


Fig. 21 : Variation de la concentration en oxygène dissout en fonction des étapes de traitement.

Les teneurs en OD enregistrées à la sortie sont nettement supérieures à celles de l'entrée, ceci est dû à une bonne aération des eaux au niveau du bassin d'aération, nécessaire pour le développement des micro-organismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées.

Le faible taux d'OD enregistré à l'entrée, caractérise une arrivée d'eau usée riche en matières organiques et inorganiques dissoutes ainsi que la perturbation des échanges atmosphériques à l'interphase due à la présence des graisses, des détergents... etc comme l'ont déjà signalé **HAZOURLI et al., (2007)**.

II.1.10. Paramètres de la pollution azotée

Dans les eaux résiduaires, l'azote est présent essentiellement sous forme organique et ammoniacale provenant surtout des déjections animales et humaines, des rejets agro-alimentaires et industriels. (**METCALF et EDDY, 2003**).

➤ L'azote ammoniacal (NH_4^+)

D'après les résultats obtenus (figure 30), les valeurs de l'azote ammoniacal varient à l'entrée entre un minimum de 8.16 mg/l et un maximum de 39.75 mg/l avec une valeur moyenne de 22.88 ± 12.81 mg/l.

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 1.87 mg/l et 10 mg/l (tout en sachant qu'il y'existe des valeurs inférieures à 0.02 mg/l au niveau des deux STEP).

RESULTATS ET DISCUSSION

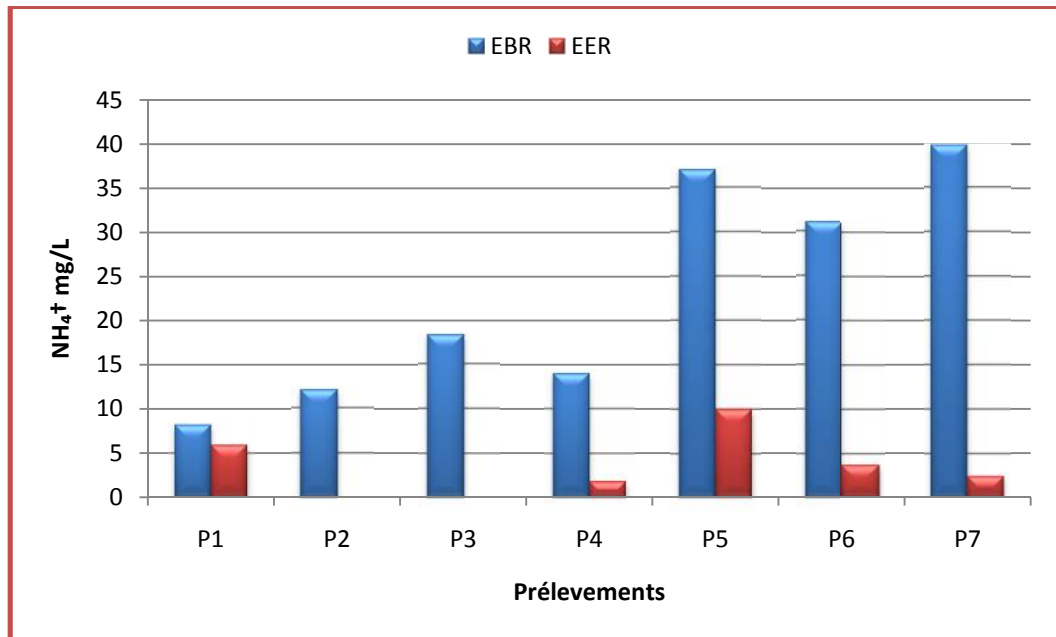


Fig. 22 : Variation de la concentration en azote ammoniacal en fonction des étapes de traitement.

On constate alors que les taux de l'ammonium ont diminué considérablement au niveau des eaux usées épurées par rapport aux eaux brutes. Cette réduction est probablement liée à la présence des micro-organismes autotrophes vis-à-vis à l'azote et qui sont cultivés en cultures libres (boues activées), dégradant ainsi les acides aminés 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.

➤ Les nitrites (NO_2^-)

A l'entrée, on a constaté que les concentrations en nitrites sont très faibles.

A la sortie, les concentrations sont comprises entre 0.06 et 2.85 mg/l avec une valeur moyenne de 1.03 ± 1.17 mg/l (figure 31).

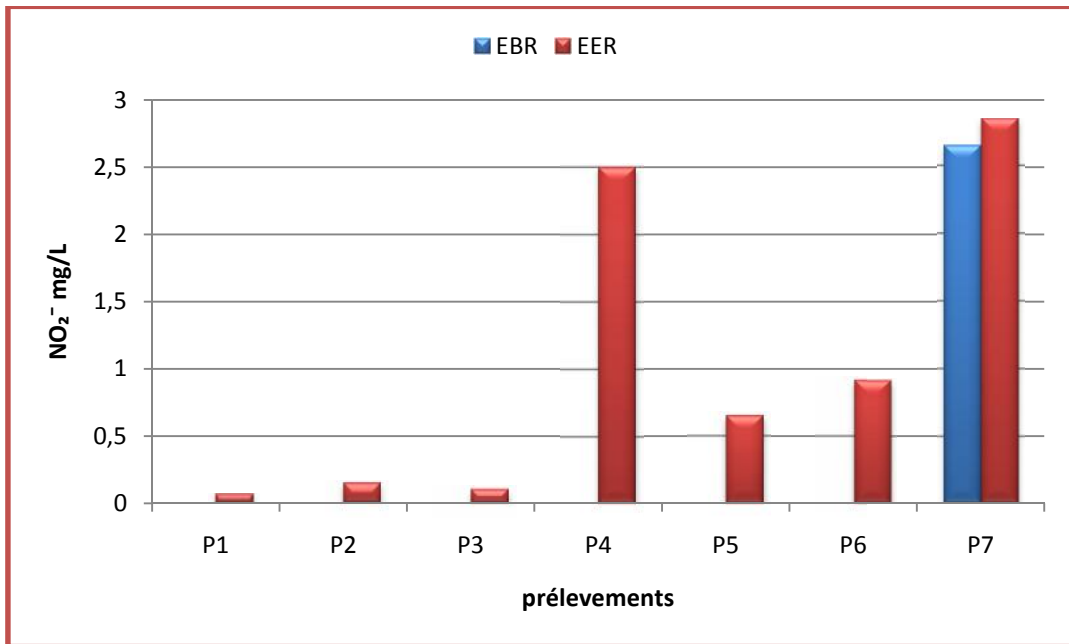


Fig. 23 : Variation de la concentration des nitrites en fonction des étapes de traitement.

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

Les concentrations obtenues sont très faibles de ce fait on peut déduire que le processus de nitrification est satisfaisant.

➤ Les nitrates (NO_3^-)

A l'entrée, les concentrations sont très faibles.

A la sortie, les concentrations sont comprises entre 11.07 et 54.49 mg/l avec une moyenne de 29.36 ± 17.2 mg/l (figure 32).

Ces valeurs dépassent la limite de rejet et serait du à la transformation importante de l'azote ammoniacal en nitrates au bassin d'aération et la faible dénitrification.

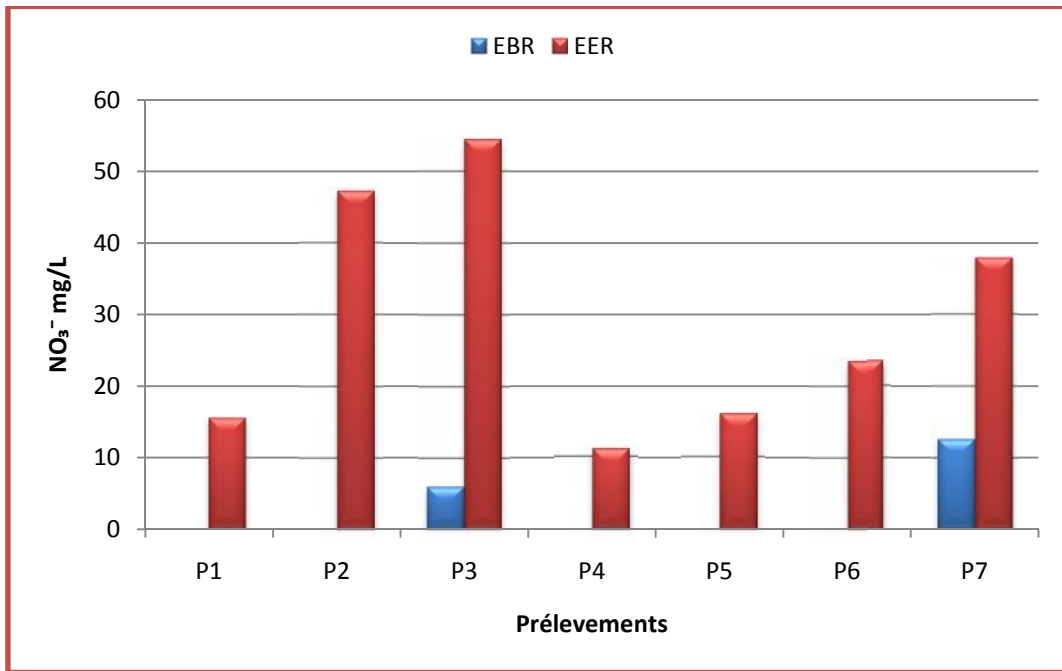


Fig. 24 : Variation de la concentration des nitrates en fonction des étapes de traitement.

II.1.11. Paramètres de pollution phosphorée [ortho-phosphates (PO_4^{3-})]

A l'entrée, les valeurs sont comprises entre 0.13 mg/l et 2.34 mg/l avec une moyenne de 0.78 ± 0.82 mg/l.

A la sortie des STEP, les valeurs oscillent entre 0.09 mg/l et 0.12 mg/l, et sont conformes aux normes du JORA, de l'OMS (<2 mg/l) et celles des eaux d'irrigation (0.94 mg/l).

Rappelons que l'origine de cet élément est en rapport avec la connaissance de ses sources naturelles et de son utilisation (**VILLEBRUN, 1989**). Il provient du métabolisme humain, des rejets de détergents qui sont à l'origine du phosphore, des lessives ainsi que les engrais utilisés en agriculture (**DERNAT et al., 1994**).

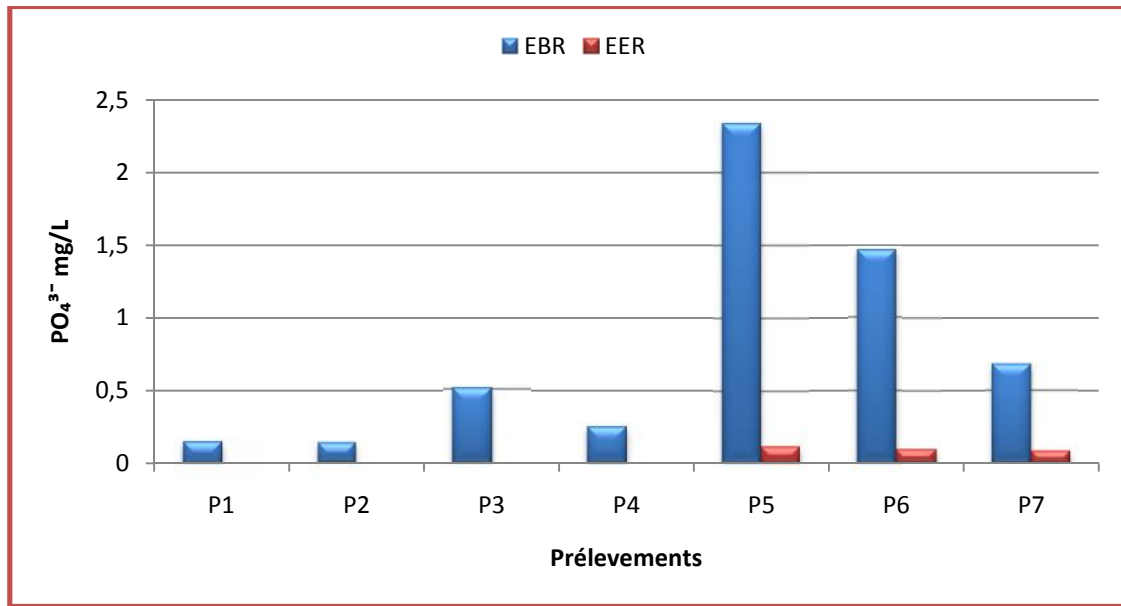


Fig. 25 : variation de la concentration des ortho-phosphates en fonction des étapes de traitement.

II.2. Paramètres microbiologiques

Dans le but d'évaluer les performances épuratoires du traitement biologique par boues activées, nous avons réalisé une étude microbiologique pour s'assurer de l'efficacité et de la conformité de ce traitement vis-à-vis des normes.

II.2.1. Les coliformes totaux (CT)

Sur la base des données représentées par la figure 34, on constate que l'effluent brute est caractérisé par des teneurs très élevées en CT oscillant entre 63×10^5 et 283×10^4 germes/100 ml d'eau usée avec une moyenne de $154.85 \times 10^5 \pm 76.66 \times 10^5$ germes/100ml. Cette charge est due à l'enrichissement des eaux usées brutes en matières organiques, à l'abondance de l'oxygène dissout et à une température modérée qui rendent le milieu favorable au développement bactérien (SEVRIN REYSSAC *et al.*, 1995). Elle peut être expliquée par le fait que les eaux usées présentent constamment des variations importantes : horaires, journalières, saisonnières et géographiques ; chaque site est sans doute particulier et caractéristique du niveau de vie des usagers ; du type de réseau de collecte des eaux, du raccordement à des réseaux véhiculant des effluents toxiques (eaux usées industrielles) ou fortement chargées en germes pathogènes (eaux usées d'hôpitaux).

Cependant, la quantité de ces germes a subi une réduction considérable dans l'effluent traité. En effet, à la sortie de la STEP, l'eau épurée présente des valeurs oscillant entre 20×10^4 et 52×10^4 germes/100 ml avec une moyenne de $37.14 \times 10^4 \pm 12.52 \times 10^4$ germes/100 ml.

L'élimination des micro-organismes consiste en leur association avec les floccs préformés par la boue activée et leur élimination par décantation. Autrement dit ces micro-organismes s'adsorbent solidement aux particules solides (SHANG *et al.*, 2005). Cette

RESULTATS ET DISCUSSION

hypothèse est confirmée par **CHITNIS (2004)** qui relate une différence entre la concentration en bactérie de l'eau et dans celle de la boue biologique du décanteur. En effet, cette auteur affirme que les bactéries adhérentes aux particules en suspension et se fait par une compétition entre les micro-organismes. Il semble en effet que l'inactivation des bactéries dans les traitements a boue activée se réalise par différents processus : par des enzymes extra-cellulaires, par des protozoaires prédateurs et par la phagocytose réalisée par d'autres bactéries (**LY et al., 2006**).

Le nombre de coliformes totaux est conforme aux normes de rejet dans le milieu naturelle qui se situent entre 10^3 et 10^7 germes/ 100ml, mais reste insuffisant car les valeurs dépassent toujours les normes de JORA autorisée pour une réutilisation agricole (< 1000 germes/ 100ml).

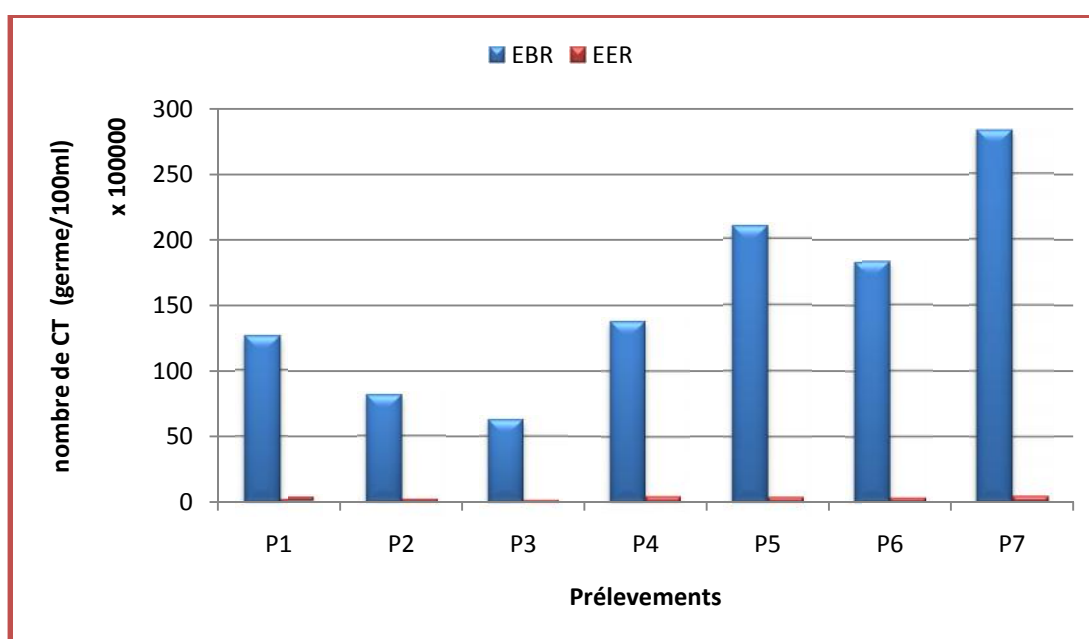


Fig. 26 : Réduction du nombre de coliformes totaux après traitement.

II.2.2. Les coliformes fécaux (CF)

Selon l'**OMS, (1997)** les coliformes fécaux sont des indicateurs de la contamination fécale des eaux, on les retrouve dans les eaux d'égouts, les effluents traités, ainsi que dans toutes les eaux naturelles et les sols ayant subit une contamination fécale récente.

D'après la figure 35, on constate que la concentration en CF des eaux usées brutes est comprise entre 73×10^4 et 115×10^4 germes/100 ml avec une moyenne de $81.71 \times 10^4 \pm 14.27 \times 10^4$ germes/100 ml. Ces valeurs très élevées sont dues à la capacité de ces germes à résister aux conditions environnementales très difficiles.

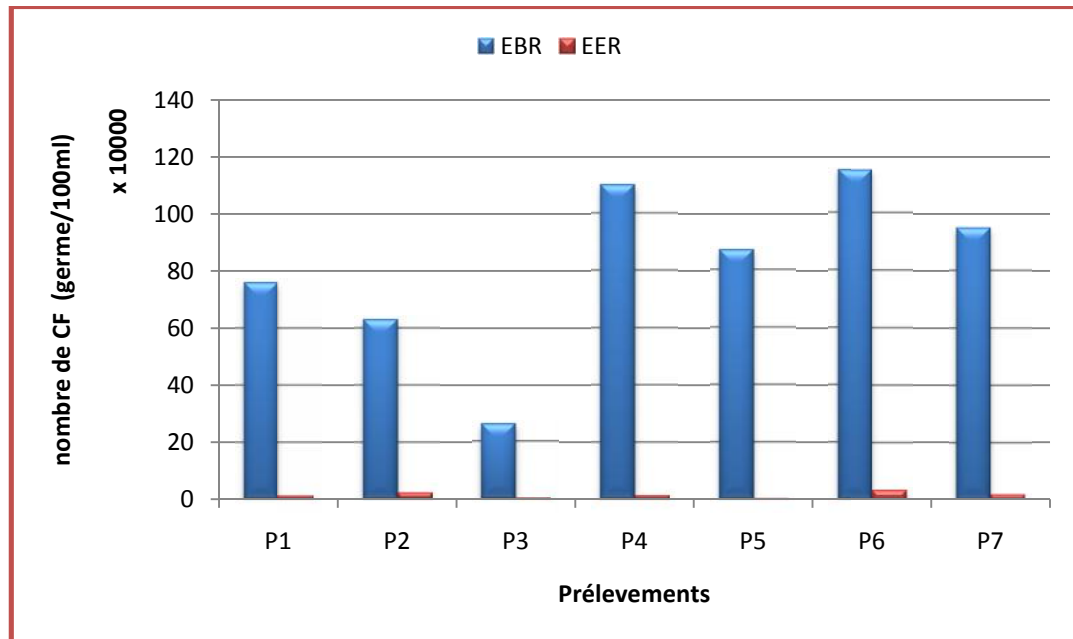


Fig. 27 : Réduction du nombre de coliformes fécaux après traitement.

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 4×10^3 et 35×10^3 germes/100 ml avec une valeur moyenne de $15.38 \times 10^3 \pm 3.54 \times 10^3$ germes/100. ces valeurs sont conformes aux normes de l'OMS mais non conformes aux normes d'irrigation.

Le nombre de germes a régressé après traitement mais cette régression reste insuffisante car la population raccordée à la STEP a augmenté considérablement.

II.2.3. Les streptocoques fécaux (SF)

Selon GAUJOU, (1995) ces bactéries sont des témoins assez résistants de contamination fécale, y compris dans les milieux salés. Ils peuvent aussi se multiplier dans les milieux présentant des pH allant jusqu'à 9.6.

Par conséquent, sont utilisés comme indicateurs d'organismes pathogènes qui présentent une résistance similaire au pH élevé (OMS, 1979).

D'après la figure 36, on constate que les concentrations à l'entrée de la STEP sont comprises entre 60×10^2 et 178×10^2 germes/100 ml avec une moyenne de $130.28 \times 10^2 \pm 67.63 \times 10^2$ germes/100 ml.

RESULTATS ET DISCUSSION

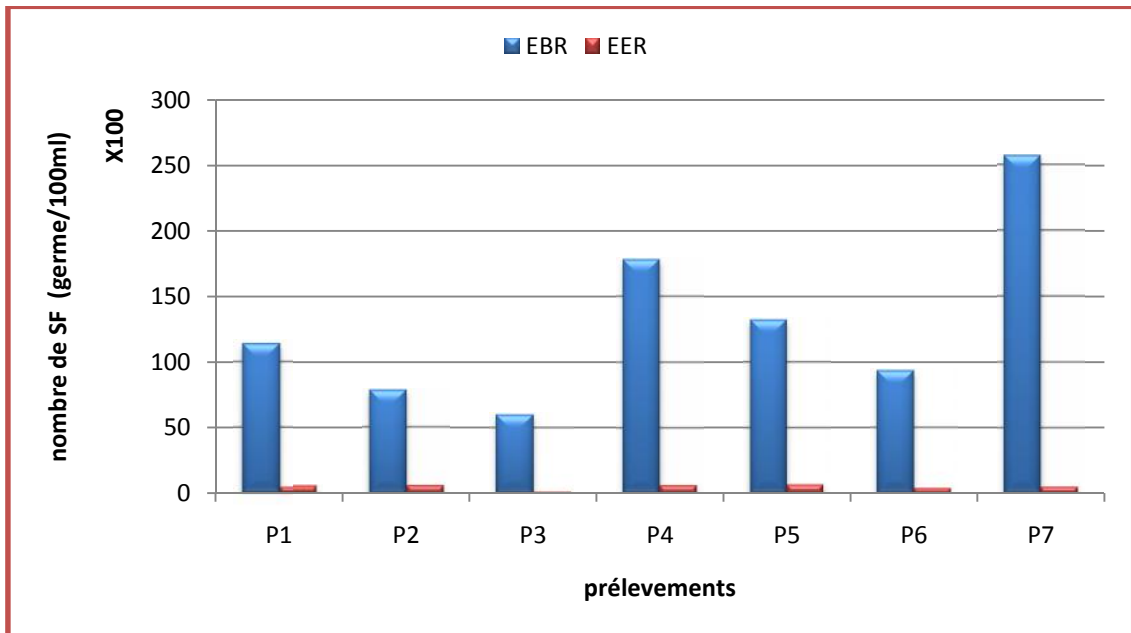


Fig. 28 : Réduction du nombre de streptocoques fécaux après le traitement.

A la sortie, les valeurs sont comprises entre 13×10^1 et 70×10^1 germes/100 ml avec une valeur moyenne de $50.28 \times 10^1 \pm 19.07 \times 10^1$ germes/100.

Ces valeurs sont conformes aux normes fixées par l'OMS ($10-10^5$ germes/100 ml).

II.2.4. Les germes pathogènes

➤ Les spores sulfito-réducteurs (ASR)

Durant la période de notre étude, les teneurs en ASR (figure 37) à l'entrée du système d'épuration oscillent autour d'une valeur moyenne de l'ordre de $21.57 \times 10^3 \pm 10.61$ spores/100 ml. Alors qu'à la sortie de la STEP la valeur moyenne est de $21.14 \times 10^2 \pm 34.63 \times 10^2$ spores/100 ml.

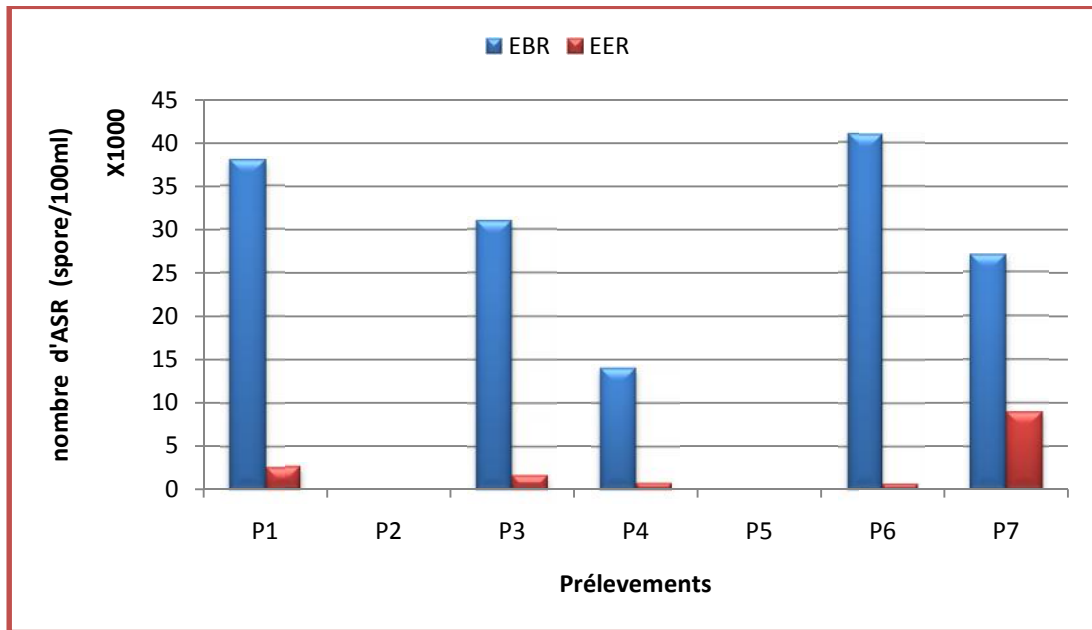


Fig. 29 : Réduction du nombre d'ASR après le traitement.

Il est à noter également que la charge microbienne en ASR est moins importante que celle des coliformes tant dans l'effluent brute que dans l'effluent épurée. La présence de ces germes indique la présence de sulfite de fer qui provoque l'apparition de mauvaises odeurs et peut être à l'origine de la corrosion des conduites. (RODIER, 2005).

➤ Les staphylocoques

Durant cette étude, nous avons mis en évidence la présence de *Staphylococcus aureus* dans les prélèvements 2,5 et 6.

A l'entrée, les valeurs moyennes oscillent autour de $15.85 \times 10^3 \pm 28.61 \times 10^3$ germes/100 ml et de $13.85 \times 10^2 \pm 18.58 \times 10^2$ à la sortie, (figure 38).

L'effluent épuré est rejeté dans le milieu naturel. Ce dernier contient des staphylocoques qui sont dangereux pour l'écosystème et surtout nocifs pour la santé et à l'origine de nombreuses infections (Furoncle, impétigo, infection de plaie, ostéomyélite, septicémie...etc.) TONY et al., 1997.

RESULTATS ET DISCUSSION

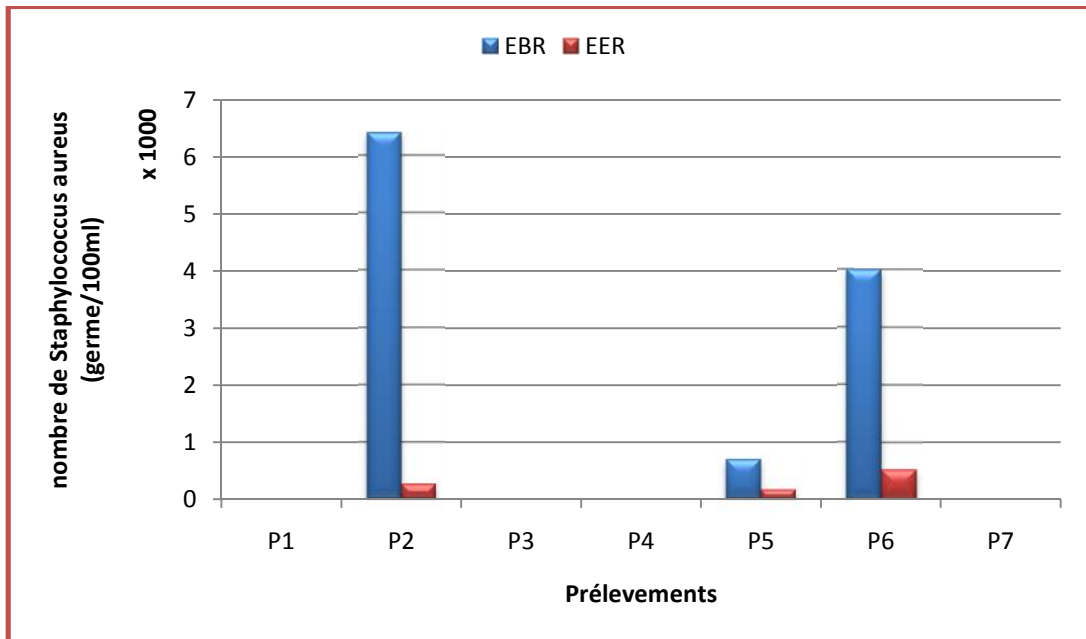


Fig.30 : Variation du nombre de *Staphylococcus aureus* en fonction des étapes de traitement.

Les résultats obtenus sont les suivants :

✓ **P2 (28-02-2015), P5 (09-04-2015) et P7 (05-05-2015) :**

EBR et EER : présence de *Staphylococcus epidermidis* ou *Staphylococcus saprophyticus*.

➤ **Les salmonelles**

On a noté l'absence de ce type de bactéries. Sachant qu'au niveau des prélèvements n° 1 et 4, on a soupçonné leur présence et après identification biochimique, on a obtenu les résultats suivants :

✓ **P1 (10-02-2015)**

EBR : l'espèce retrouvée est *Proteus mirabilis*.

✓ **P4 (24-03-2015)**

EBR : l'espèce retrouvée est *Proteus vulgaris*.

L'absence des Salmonelles peut être expliquée d'une part par l'absence des porteurs asymptomatiques de la population habitante dans cette région, et d'autre part la difficulté de recherche de ces germes du fait de leur nombre très faible par rapport aux germes banals.

RESULTATS ET DISCUSSION

➤ Les vibrions cholériques

Pour ce germe, la recherche s'est arrêtée au niveau de l'isolement sur GNAB 2 où on a obtenu des colonies caractéristiques supposées être des vibrions cholériques mais non confirmé par une identification biochimique en raison du manque du milieu KIA.

➤ Les Pseudomonas

A l'entrée, les valeurs moyennes oscillent autour de $22.71 \times 10^3 \pm 37.87 \times 10^3$ germes/100 ml avec absence durant les prélèvements 3 et 6 et on note une élimination totale du nombre de germes à la sortie (figure 39).

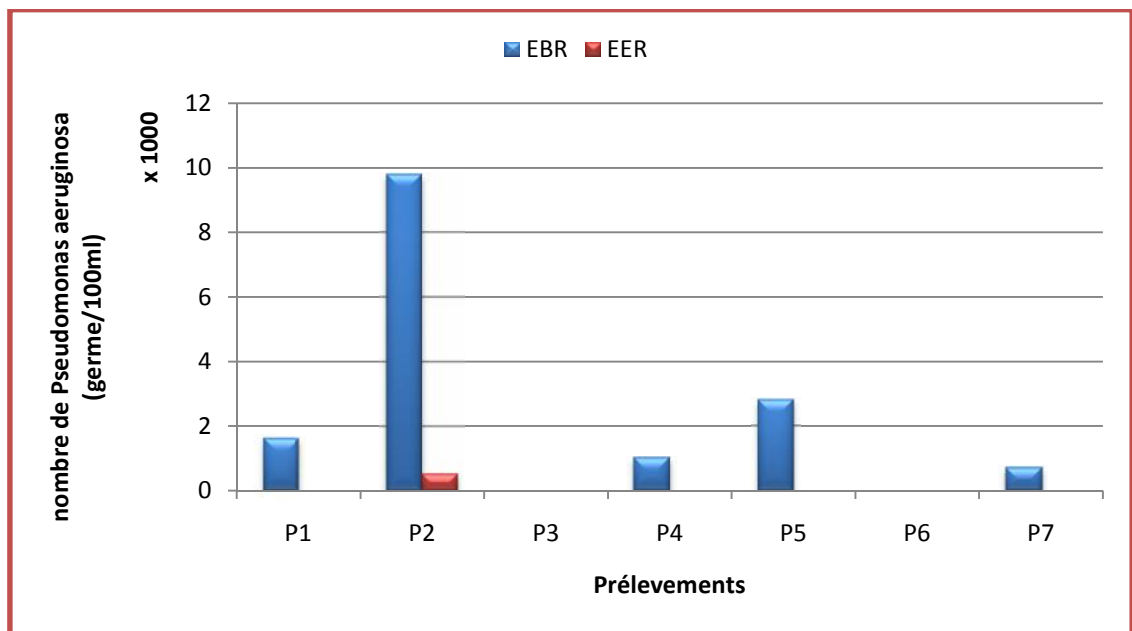


Fig. 31 : Variation du nombre de *Pseudomonas aeruginosa* en fonction des étapes de traitement.

II.3. Résultats de l'antibiogramme

Nous avons effectué durant cette étude cinq antibiogrammes correspondant au prélèvement 1, 2, 4, 5 et 7. Les résultats obtenus sont représentés dans le tableau X.

Nous avons utilisé 10 ATB différents, les résultats obtenus montrent que le germe (*Pseudomonas aeruginosa*) présente une résistance aux ATB suivants : Amoxicilline/clavulanic acid augmentin (Aug 30), Triméthoprime sulphaméthowazole (SXT 25), Céfotaxime (CTX 30) et Amoxicilline 25 mg (AX 25). Selon **CAILLON, (2005)** la résistance de *P.aeruginosa* à ces quatre ATB est naturelle.

Nous avons noté que *P.aeruginosa* est fortement sensible aux ATB suivants : Gentamicine (CN10), Amikacine (AK 30), Ciproflaxine (CIP 5), Colistine sulfate (CS 10).

Concernant la Cefotaxime (CAZ 30), nous avons constaté que *P.aeruginosa* y est sensible, les diamètres de la zone d'inhibition varient de 9 à 15 mm. Cependant le germe isolé des prélèvements 1 et 5 présente une résistance à cet antibiotique.

RESULTATS ET DISCUSSION



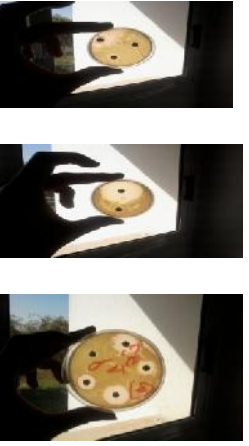
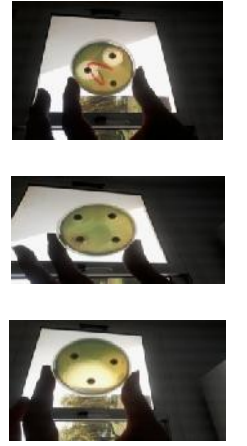

P.aeruginosa est sensible à la Ticarcilline (TC 75) avec des diamètres de zone d'inhibition allant de 14 à 20 mm, cependant, nous avons noté que le germe isolé du prélèvement 5 est résistant à l'ATB.

Ce changement de comportement du germe vis-à-vis des ATB (sensibilité et résistance) est dû à la composition complexe de l'eau résiduaire qui comporte des substances qui affectent la morphologie et la composition des bactéries et jouent un rôle très important dans leur réponse aux ATB en limitant leur chance de pénétration à l'intérieur de la bactérie telles que les détergents, les substances métalliques, les hydrocarbures et autres.

Il est à noter que le germe (*P.aeruginosa*) a été isolé des eaux brutes c'est-à-dire des eaux n'ayant pas encore subis de traitement. Ce dernier pourrait éventuellement réduire leur charge en éléments complexes.

RESULTATS ET DISCUSSION

Tableau IX. Résultats de l'analyse de l'antibiorésistance de *Pseudomonas aeruginosa*.

Prélèvement / ATB	P1 (10-02-2015)	P2 (28-02-2015)	P4 (23-03-2015)	P5 (09-04-2015)	P7 (05-05-2015)
Gentamicin CN 10	S r = 20 mm.	S r = 18 mm.	S r = 22 mm.	S r = 17 mm.	S r = 18 mm.
Amikacin AK 30	S r = 20 mm.	S r = 20 mm.	S r = 20 mm.	S r = 17 mm.	S r = 24 mm.
Cefotaxime CTX 30	R	R	R	R	R
Ceftazidime CAZ 30	R	S r = 15 mm.	S r = 13 mm.	R	S r = 9 mm.
Ciproflaxin CIP 5	S r = 40 mm.	S r = 35 mm.	S r = 29 mm.	S r = 31 mm.	S r = 44 mm.
Amoxicillin 25 mg AX 25	R	R	R	R	R
Colistin sulfate CS 10	S r = 14 mm.	S r = 14 mm.	S r = 15 mm.	S r = 19 mm.	S r = 22 mm.
Trimethoprim sulphamethowazole SXT 25	R	R	R	R	R
Amoxicillin/ clavulanic acid augmentin Aug 30	R	R	R	R	R
Ticarcillin TC 75	S r = 19 mm.	S r = 17 mm.	S r = 20 mm.	R	S r = 14 mm.
Photo correspondante					

II.4. Résultats des rendements épuratoires

Les taux de réduction des différents paramètres obtenus au cours de notre étude, sont représentés dans les Tableaux XXII et XXIII.

II.4.1. Rendements des paramètres physico-chimiques

II.4.1.1. Rendement d'élimination des MES

Le taux d'abattement des MES après traitement est illustré dans la figure 40. Il est de l'ordre de 95.65%. Ce taux est supérieur à celui de **REJESK** (>90%) ce qui caractérise une épuration efficace. Il est cependant important de signaler que l'élimination des MES se fait par la sédimentation dans les décanteurs, les bassins d'aération et les clarificateurs.

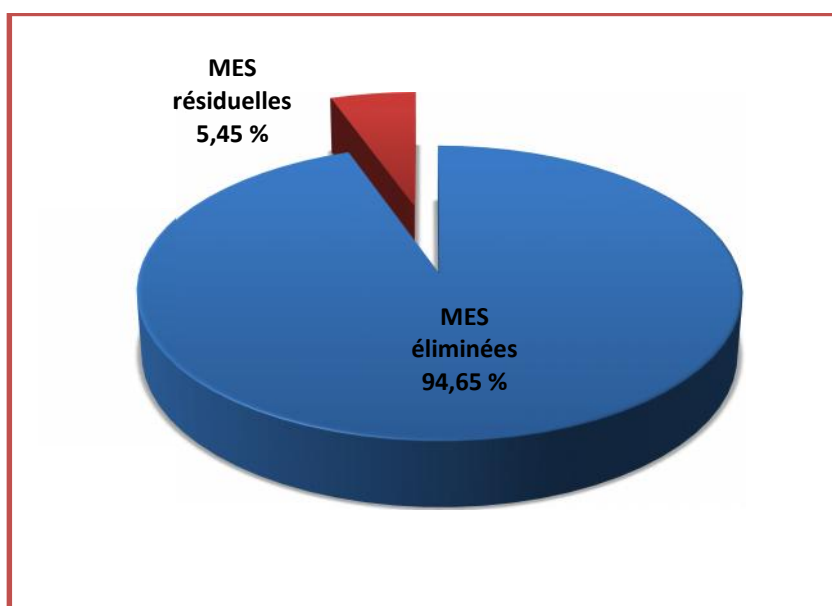


Fig. 32 : Rendement d'élimination des MES.

II.4.1.2. Rendement d'élimination de la DCO et DBO₅

D'après la figure 41, nous constatons que le rendement épuratoire de la DCO est satisfaisant avec un taux de 86.68% et de 98.39% concernant la DBO₅ (figure 41). Ce résultat est supérieur à celui déterminé par **REJESK** (90%).

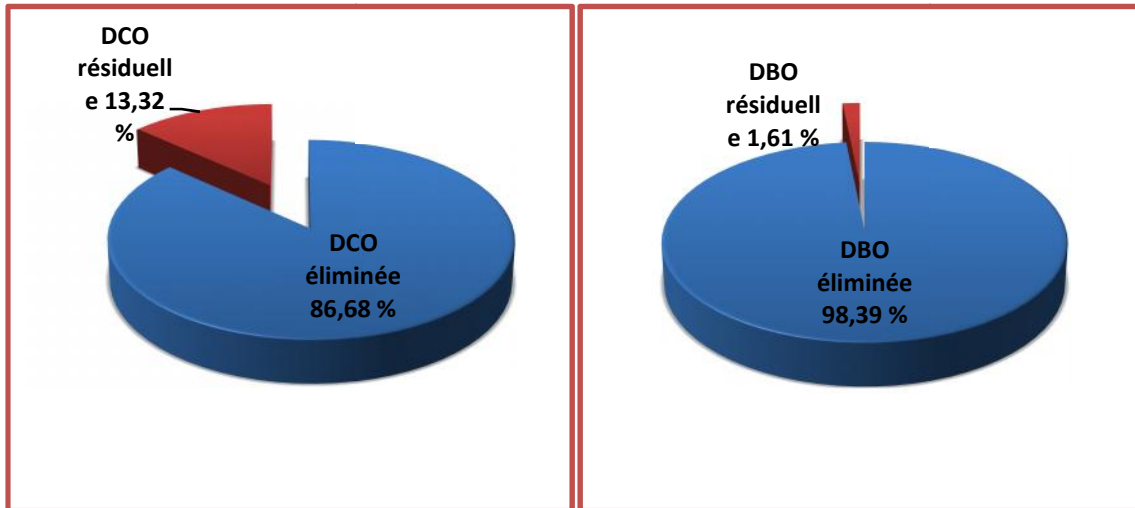


Fig. 33 : Rendement d'élimination de la DCO et de la DBO₅

II.4.2. Rendement des paramètres bactériologiques

Les résultats des rendements épuratoires moyens des analyses bactériologiques sont illustrés dans les figures 42, 43, 44 et 45.

Le traitement s'est avéré très efficace en ce qui concerne l'abattement du nombre de CT, CF, SF et ASR avec des rendements épuratoires respectifs de 97.6%, 98.11%, 96.14% et 90.19%.

Cela est en accord avec les affirmations de **SHUVAL, (1991)** qui atteste que les systèmes d'épuration biologiques par boues activées sont les plus efficaces en ce qui concerne la réduction de la biomasse bactérienne avec des taux qui peuvent varier entre 90 à 99%. Cette performance semble être efficacement régit par plusieurs mécanismes :

- La bonne décantation des particules en suspension dans le système.
- La compétition entre les micro-organismes.

BLOCK (1982) a conclu que cette élimination débute au moment des traitements de décantation où les bactéries s'attachent aux MES sédimentées et se poursuit lors du traitement biologique où elles peuvent être consommées par les protozoaires et les métazoaires.

RESULTATS ET DISCUSSION

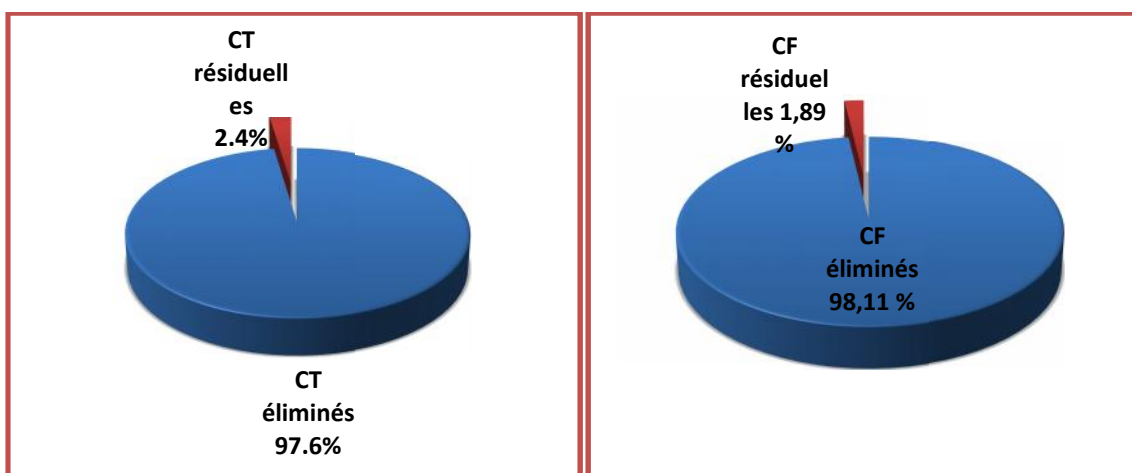


Fig. 34 : Rendement d'élimination des CT.

Fig. 35 : Rendement d'élimination des CF.

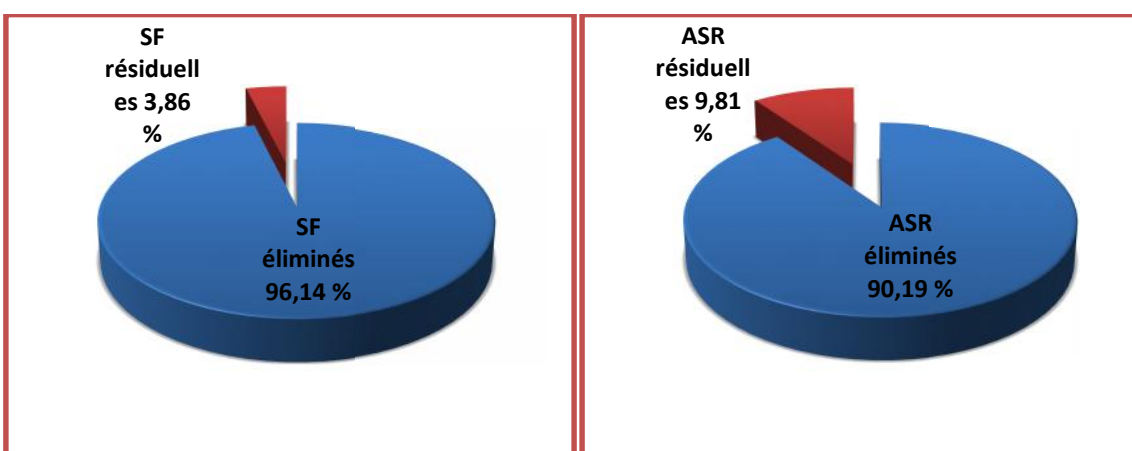


Fig. 36 : Rendement d'élimination des SF.

Fig. 37 : Rendement d'élimination des ASR.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **AMINOT, A. CHAUSSEPIED, M. 1983.** Manuel des analyses chimique en milieu marin. Ed CNEX. 395 p.
- ❖ **AMIR, S. 2005.** Contribution à la valorisation de boue de station d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du composte. Thèse de Doctorat. Institut National polytechnique de Toulouse. 309 p.
- ❖ **ANONYME 1. 2007.** CREPA : centre régional pour l'eau potable et l'assainissement à faible cout «centre collaborant de l'OMS».
- ❖ **ASANO, T. 1998.** Wastewater reclamation and reuse, water quality, management library. 1475 p.
- ❖ **AUSSEL, H., LE BACLE, IC. et DOMIER, G. 2004.** Le point de connaissances sur le traitement des eaux usées. Revue : travail et sécurité, INRS (Institut National de Recherches et de Sécurité) .4 p.
- ❖ **AVRIL, J.L., DABERNAT, H., DENIS, F. et MONTEIL, H. 2000.** Bactériologie clinique 3éme édition ; Ellipses. pp : 331-335.
- ❖ **BADIA GONDARD, F. 1996.** L'assainissement des eaux usées. Ed. La Lettre du Cadre Territorial. Série Dossier d'Expert. 194p.
- ❖ **BASS, F. 2013.** Occurrence of 95 pharmaceuticals and transformation products in urban groundwaters underlying the metropolis of Barcelona, Spain Environ Pollut Barking Essex 1987, 174 (2013), pp. 305–315
- ❖ **BASSOMPIERRE, C. 2007.** Procédé à boues activées pour le traitement d'effluent papetier : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'INP Grenoble. pp : 42-45.
- ❖ **BAUCHERON, S., MOULINE, C., PAYOT, S., CLOECKAETR, A., CHASLUS-DANCLA, E. 2002.** mécanismes de résistance aux quinolones d'*Escherichia coli* aviaires. INRA, UR 68 BASE, 37380, NOUZILLY, France.
- ❖ **BAUMONT, S. 2005.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en ile de France. ORS (Observatoire régional de santé d'Ile-de-France), Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France. 222 p.
- ❖ **BECHAC, J.C., BOUTIN, P., MERCIER, B. et NUER, P. 1984.** Traitement des eaux usées. Paris : Eyrolles. 281p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **BEGHOURA et HERAOUI, S. 2012.** Notice de Fonctionnement et d'Exploitation de la station d'épuration de Reghaia. Centre technique assainissement usines : Lyonnaise des eaux ; Société des eaux et d'assainissement algérienne. 67p.
- ❖ **BELAID, N. 2010.** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax : salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'université de Limoges Sfax. pp : 3-4.
- ❖ **BELOKDA, W. 2009.** Thèse contribution à une gestion des effluents liquides hospitaliers. Université Chouaib Doukkali El-Jadida. Maroc. Master génie de l'environnement et santé.
- ❖ **BLIEFERT, C., PERRAUD, R., 2001.** Chimie de l'environnement « air, eau, déchets». Edition de boeck, Paris, 474 p.
- ❖ **BLOCK, JC. 1982.** Elimination des microorganismes au cours du traitement des eaux usées urbaines, point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau-air). Tome 1. coordonné par Guy M. Paris. Lavoisier Technique et Documentation. 214p.
- ❖ **BOEGLIN, J.C. 2002.** Traitements physico-chimiques de la pollution insoluble. *Technique d'ingénieur*. Paris.
- ❖ **BONNEFOY, C., GUILLET, F., LEYRAL, G. et VERNE-BOURCLAIS, E. 2002.** Microbiologie et qualité dans les industries agroalimentaires. Paris : collection : biosciences technique, série : science des aliments .248p.
- ❖ **BONTOUX, J.1993.** Introduction à l'étude des eaux douces ; eaux naturelles ; eaux usées et eaux de boisson. Edition Technique et documentation Lavoisier.169p.
- ❖ **BOXALL, M.A; RUDD, B et BROOKS, W. 2011.** Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions? *Environ Health Perspect*, 120 (2012), pp. 1221–1229.
- ❖ **BRANGER, A., RICHARD, M.M. et ROUSTEL, S. 2009.** Alimentation processus technologique et contrôles. Ed. EDUCAGRI. 199 p.
- ❖ **BRE/OMS. 1977.** Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Copenhague. 168 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **BRYSKIER, A. 1999.** Antibiotique, agents antibactériens et antifongiques. Ed, ellipses. 1216 p.
- ❖ **BUSH, K. 2004.** Antimicrobial drug discovery in the 21st century. Clin Microbil Infect.
- ❖ **CAILLON, J. 2005.** Bactériologie. Hôpital de Nantes.
- ❖ **CAMPOS, C. 2008.** New perspectives on microbiological water control for waste water reuse. Desalination 218. pp: 34-42.
- ❖ **CANLER. J-P. 2004.** Dysfonctionnement biologique des stations d'épuration-Origines et solutions. Gis-Biostep. Cemagref édition 123p.
- ❖ **CARDOT, C. 1999.** Génie de l'environnement: les traitements de l'eau. Paris: Ellipses. 247 p.
- ❖ **CAVALLO, J.D., FABRE, R., JEHL, F., RAPPE et GARRABE, R. 2004.** Bétalactamine. EMC, maladies infectieuses. ELSEVIER. pp : 130-135.
- ❖ **CAUCHI, HYDRARD, NAKACHE, SCHWARTZBROD, ZAGURY, BARON, CARRE, COURTOIS, DENIS, DERNAT, LARBAIGT, DERANGERE, MARTIGNE et SEGURET .1996.** La réutilisation des eaux usées après épuration. Technique, Sciences et Méthodes .2118 p.
- ❖ **CEBRON. A. 2004.** Nitrification, bactéries nitrifiantes et émission de N₂O : la seine en aval de Paris : Université Paris VI-Pierre et Marie curie. Pp : 202-204.
- ❖ **CHAMPIAT, D. et LARPENT, J.P. 1994.** Biologie des eaux : Méthodes et techniques. 2^{ème} tirage. Masson Paris Milan Barcelone. pp 26-27. 374 p.
- ❖ **CHITNIS, V. 2004.** Bacterial population changes in hospital effluent treatment plant in central India. Water Research : 38. 441-447.
- ❖ **CHOUBERT, 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.
- ❖ **COPIN-MONTEGUT, G.1996.** Chimie de l'eau de mer. Institut Océanographique. Paris .319 p.
- ❖ **COURVALIN, P. LECLERQ, R et BINGEN, F.2006.** AntibioGramme. 2ème édition : ESKA. pp : 141-160.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **CRINI, G. et BARDOT, P. M. 2007.** Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: procédés membranaire, bio-adsorption et oxydation chimique. Ed. presses universitaires de Franche-Comté. 356 p.
- ❖ **CSHPF.** Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. 1995. Recommandation sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines. section des eaux. 22 p.
- ❖ **DE BERGEY, M.1984.** Bacterial population changes in hospital effluent treatment plant in central India. Water Research : 38. 441-447.
- ❖ **DELARRAS, C.2003.** Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Lavoisier. 269 p.
- ❖ **DELARRAS, C.2006.** Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. 2ème édition. Lavoisier. 243 p.
- ❖ **DUVAL, J.1997.** abrégés d'antibiothérapie. Ed Masson. 188 p.
- ❖ **ENOCH, D.A., SIMPSON, A.J. et KIBBLER, C.C. 2004.** Predictive value of isolating *pseudomonas aeruginosa* from aerobic and anaerobic blood culture. Journal of Medical Microbiology.
- ❖ **FABY, J.A., BRISSAUD, F.1997.** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau. 76 p.
- ❖ **FAO. 2003.** Food and Agriculture Organization. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. pp73.
- ❖ **FEDERIGHI .2005.** Bactériologie alimentaire compendium d'hygiène des aliments 2^{ème} édition. Ed economica.
- ❖ **GAID, A.K.1984.** Epuration biologique des eaux usées urbains. Tome 1 et 2, Alger. 261 p.
- ❖ **GAUJOUS, D.1995.** La pollution des milieux aquatiques : aide mémoire. Edition Technique et Documentation Lavoisier. 220 p.
- ❖ **GILBERT, M-C., MCBAIN, F. 2003 :** Pharmacologie, Ed Elsevier Masson. pp : 348-370.
- ❖ **GROSCLAUDE, G. 1999.** L'eau : usage et polluant. Volume 1. Tome : 2. Paris : INRA. 210 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **HADJ-SADOK, Z.M. 1999.** Modélisation et estimation dans les bioréacteurs, prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau. Thèse de doctorat : sciences de l'ingénieur, Nice- Sofia Antipolis. pp : 267.
- ❖ **HAMADACHE, N., SELLAMI. A. 2007.** Contribution à l'évaluation de la contamination des eaux souterraines et du sol par les hydrocarbures liés à l'activité transport par canalisation-localité de chéraba-Eucalyptus. Mémoire d'ING. Ecologie : USTHB, Bab ezzouar, Alger.57 p.
- ❖ **HANON, M. et ROUELLE, A. 2011.** Qualité des eaux distribuées par le réseau public en Wallonie. Direction des eaux souterraines de l'état environnemental. Bruxelles. Belgique. 10p.
- ❖ **HART, T. et SHEARS, P.1997.** Atlas de poche microbiologie. Ed Flammarion. Médecine- sciences. France.313 p.
- ❖ **HASLAY, C. et LECLERC, H. 1993.** Microbiologie des eaux d'alimentation. Paris. Ed. Lavoisier Technique et Documentation. 495 p.
- ❖ **HAZOURLI, S., BOUDIBA, L. et ZIATI, M. 2007.** Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 06. pp 45-55.
- ❖ **IBNG .2005.** (Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement).
- ❖ **JARDRE, E. 2002.** Composition organique des boues résiduaires de la station d'épuration de Lorraines et effets de la biodégradation. Thèse de doctorat : Université Henri Poincaré. Nancy I. 271 p.
- ❖ **KAYSER, F., H.BIENZ, K., A.ECKERT, J. et ZINGERNAGEL, R. M.2001.** Medical Microbiology.10th Ed. Germany: Georg Thieme Verlag.
- ❖ **LADJEL, F.1999.** Exploitation d'une station d'épuration à boues activées. Centre de formation des matières de l'assainissement (CFMA). Boumerdes. 99 p.
- ❖ **LADJEL, F.2001.** Exploitation d'une station d'épuration à boues activées. Ed. ONA. 74 p.
- ❖ **LAZAROVA, V. et MANEM, J. 1994.** Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. Ed. Water Science and Technology. 327p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **LE PIMPEC, P., LIENARD, A., BOUNARD, R., LAFONT, M., CAZIN, B., BOSSARD, P., HUBERT, B. et BRAY, M. 2002.** Guide pratique de l'agent préleveur de la police des milieux aquatiques. Ed. MAURICE MARLIN.160 p.
- ❖ **LEVEQUE, C .1996.** Ecosystèmes aquatiques. Ed. HACHETTE. 324 p.
- ❖ **LIU, P.V.1974.** Extracellular toxins of *pseudomonas aeruginosa*. The journal of infectious diseases.
- ❖ **LY, W., ZHENG, X., YANG, M., ZHANG, Y., LIU, Y et LIU, J. 2006.** Virus removal performance and mechanism of a submerged membrane bioreactor. Process Biochemistry. 41: 299-304.
- ❖ **MAINARDI, J.L. 2009.** Mécanismes de résistance aux antibiotiques/ Interprétation de l'antibiogramme.
- ❖ **MAKHOUKH, M., SBAA, M., BERRAHO et VAN. CLOOSTER, M. 2011.** Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental) *Larhyss Journal n°09*, pp 149-169. Science Lib Edition Mersenne (4), N° 120605.
- ❖ **MANUEL DE BERGEY.1984.** Systematic bacteriology, 9th edition.
- ❖ **MEINCK, F., STOOFF, H. et KOHLSCHÜTTER, H. 1977.** Les eaux résiduaires industrielles. 2^{ème} édition. Paris : Masson. 863p.
- ❖ **MEKLATI. 2009.** Thèse de magister. Skikda: Université 20 Aout 1955. Faculté des sciences, chimie: pollution chimique et environnement. 139p.
- ❖ **METAHRI, M.S. 2012.** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux traitées par des procédés mixte. Cas de STEP Est de la ville de Tizi ouzou. Thèse de doctorat. Tizi ouzou: Université; Mouloud Mammeri, Faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques: Agronomie ; Génie des procédés. 167p.
- ❖ **METCALF, M et EDDY, E. 2003.** Waste water engineering: treatment and reuse. 4e Ed, revise par G. Tchobanoglous, F. L. Burton et H.D. Stensel, McGraw-Hill Inc, New York. 62p.
- ❖ **MICHAEL, L ; RIZZO, C et MC ARDELL, S. 2013.** Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review • Water Res, 47, pp. 957–995

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, H. 2005.** Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries : caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impacte sur les eaux de surface et les eaux souterraines «Mali». Thèse pour obtenir le grade de Docteur en Pharmacie. Faculté de Médecine, de Pharmacie et d'Odonto-stomatologie. 119 p.
- ❖ **NATARO, J.P et KAPER, J.B. 1998.** Clinical microbiology reviews, no:1. American society for microbiology. pp: 142-201.
- ❖ **OMS. 1979.** Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones cotieres a usage récréatif et des zones conchylicole. Bureau régional pour l'organisation mondiale de la santé, Copenhague. pp168.
- ❖ **OMS .1989.** l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture recommandations à visées sanitaires. Rapport d'un groupe d'experts de l'OMS. Série de rapports techniques.778 OMS.
- ❖ **OMS. 1997.** Analyse des eaux résiduaires en vue de leur recyclage en agriculture. Manuel des techniques de laboratoire en parasitologie et bactériologie, Genève. 31p.
- ❖ **OFFICE NATIONAL DE L'ASAINISSEMENT. 2009.**
- ❖ **PACANOWSKI, J. 2008.** Pénicillines. Service des maladies infectieuses et tropicales. Hôpital Saint-Antoine. GHU Paris-Est. 65p.
- ❖ **PALUMBO, S.A.1972.** Role of iron and sulfur in pigment and slime formation by *pseudomonas aeruginosa*. Journal of Bacteriology.
- ❖ **PANDOLFI, D. 2006.** Caractérisation morphologique et physiologique de la biomasse des boues activées par des analyses d'image. Thèse de doctorat de l'institut National Polytechnique de Lorraine. Spécialité Génie des procédés et produit. 142p.
- ❖ **PRESCOTT, L.M., HARLEY, J.P., KLEIN, D.A., BACQ-CALBERG, C.M. et DUSART, J. 2003.** Microbiologie. 2^{ème} édition. Bruxelles : BOECK UNIVERSITE. 1164 p.
- ❖ **REJESK, F. 2002.** Les analyses des eaux. Tome II. France : Aspects réglementaires et technique.360p.
- ❖ **RODIER, J., LEGUBE, B., MERTEL, N. et BRUNET, R. 2005.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer.8^{ème} édition. Paris : DUNOD. 1383 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **SALGHI, R. 2001.** Différentes filières de traitement des eaux, Ed univ IZ Rabat. p22.
- ❖ **SCHMIDT, P. 2005.** Guide pratique de l'eau et de l'assainissement. Ed. Berger-levrault. pp: 18-19.
- ❖ **SEAAL. 2009.** Conditions générales de manipulation en microbiologie ; société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger : SEAAL.13p.
- ❖ **SEAAL.2009.** Norme NA 763 ISO 6222. Recherche et dénombrement des microorganismes revivifiables. Méthode par comptage des colonies par inoculation dans ou sur un milieu de culture gélosé.
- ❖ **SECK, R. 2005.** Résistance des souches d'*Escherichia coli* et de *Klebsiella pneumonia* isolées d'infections urinaires. Thèse pour obtenir le grade de docteur en pharmacie. Université CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR.
- ❖ **SEVRIN REYSSAC, J., DE LA NOUE, J et. PROULX, D. 1995.** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier. 118p.
- ❖ **SHANG, C., WONG, HM et CHEN, G. 2005.** Bacteriophage MS-2 removal by submerged membrane bioreactor. Water Research. 39 : 4211-4219.
- ❖ **SHARPE, M.E.1979.** Identification of the lactic acid bacteria, identification methods for microbiologists. Skinner F and DW, Lovelock Edi. Academic press. London.
- ❖ **SOUMAH, I. 2007.** Avenir de l'industrie minière en Guinée. Paris: l'Harmattan-Guinées. 256 p.
- ❖ **SHUVAL, H-I. 1991.** Parasitic disease and wastewater irrigation. In: sanitation in developing countries. Ed. Oxfoam and the Ross Institute of Tropical Hygiene, Chichester, John Wiley, Dacey, A. 215p.
- ❖ **STOVER, G.B., DRAKE, D.R. et MONTIE, T.C.1983.** Virulence of different pseudomonas species in a burned mousse model: tissue colonization by *pseudomonas cepacia*. Infection and Immunity.
- ❖ **TIDANINI, M. AMDOUN, A .2003.** Etude hydrologique de lac du barrage de boukourdane (wilaya de Tipaza): variation spatio-temporelle du peuplement zooplanctonique, physico-chimique, composition spécifique du plancton. Mémoire d'Ingénieur d'Etat en aquaculture, USTHB.110 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ❖ **TONY, H et SHEARS, P. 1997.** Atlas de poche de Microbiologie. Médecine-science. Ed. Flammarion. pp: 85- 316.
- ❖ **TOZE, S. 1997.** PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. *Water Res* 33. pp: 3545-3556.
- ❖ **TOZE, S. 2006.** Reuse of effluent water-benefits and risks *Agric Water Manage* 80.
- ❖ **VALIRON, F. et MONGELLAZ.J .1991.** Manuel d'assainissement spécifique pour les pays à faible revenu Technique vivantes. Agence de Coopération Culturelle et Technique. 123p.
- ❖ **VILAGINES, ROLAND.2003.** Eau environnement et santé publique. introduction à l'hydraulique. 2^{ème} édition. Edition Tec et Doc. Paris. 198 p.
- ❖ **VILLEBRUN, J.F. 1989.** La déphosphatation biologique appliquée à la station d'épuration de Croan, Rapport de la DDAF de la Mayenne. Volume 2 : Critères d'hygiène et documentation à l'appui, Genève, Suisse, pp330.
- ❖ **WARTHER, J. et OGADA, T. 1999.** Sewag sludge combustion. *Progress in energy and combustion science*. pp: 55-116.
- ❖ **WHITE, D.V, PIDDOCK, J.V, MAUVER, J, ZHAO,S, VITO RICCI THAYER, G. 2000.** Characterization of fluoroquinolone resistance among: veterinary isolates of arian E.coli: antimicrobial agent and chemotherapy pp: 2897-2899.
- ❖ **WILLCOX, M.D.2007.** *Pseudomonas aeruginosa* infection and inflammation during contact lens wear: a review. *Optometry and vision Science: Official Publication of the American Academy of Optometry*.

Annexe. I

❖ Alimentation générale de la station de Reghaia

Les eaux usées sont acheminées du bassin d'arrivée vers le bassin de comptage pour quantifier le volume journalier.

Un déversoir d'orage a été installé pour la réception des eaux qui dépassent le débit maximum toléré. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Bassin d'arrivée



bassin de comptage

(Photos originales)



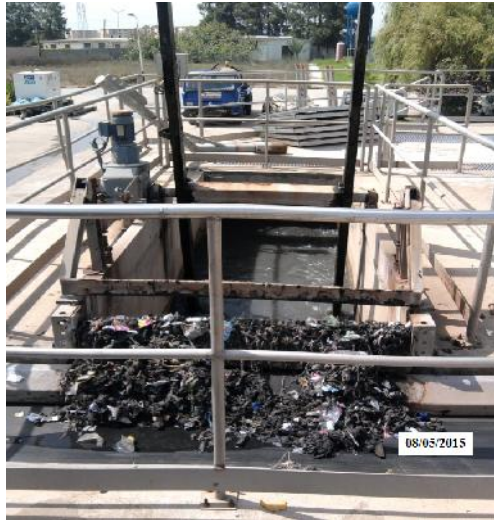
Bassin d'orage (photo originale)

❖ Les différents ouvrages d'épuration des eaux usées

▪ prétraitements

a- Dégrillage

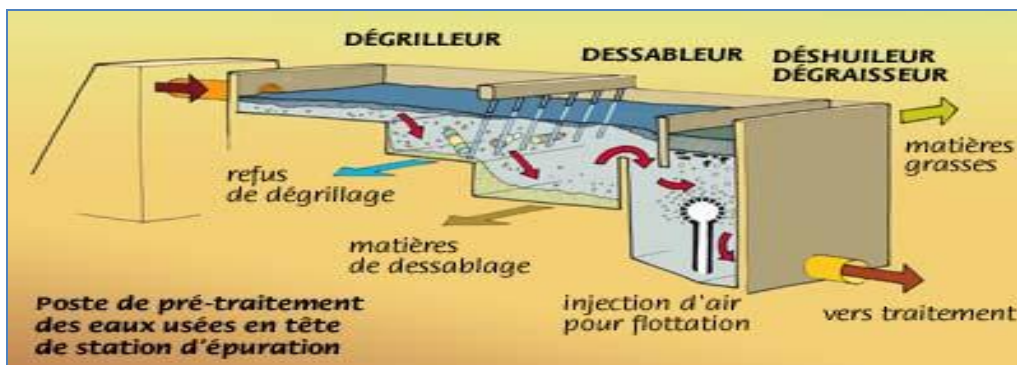
- Deux dégrilleurs automatiques sont montés dans les canaux, avec un espacement entre les barreaux de 20 mm, d'une largeur de 1m. il est composé d'une grille courbée en acier galvanisée à nettoyage automatique par un peigne rotatif diamétral.
- Un dégrilleur manuel de secours à champs plat, avec un espace entre barreaux de 30 mm et d'une largeur de 1m. ce dernier est actionné en cas d'arrêt des dégrilleurs automatiques. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Dégrilleur automatique (photo originale)

b- Dessaleur et dégraisseur

Les effluents dégrillés sont ensuite admis dans des canaux parallèles pour subir une élimination combinée des graisses et des sables, éléments perturbateurs du traitement aval.



Principe des prétraitements de l'eau.

- Trois canaux d'une longueur de 28m, une largeur de 4m, la hauteur de l'eau est de 3.6m et un temps de séjour de 12 minutes. Le débit moyen 24h est de $9.9\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Dessableur dégraisseur de la STEP de Reghaia (**photo originale**)

c- Classificateur à sable

Le mélange sables/eau remonte par le système de pompage par air lift, est admis dans un classificateur. Les sables, sont extraits au moyen d'une vis sans fin pour être stockés dans une benne. (AMRANI et LOUNES, 2012).



Classification des sables (**photo originale**)

d- Stockage des graisses

Les graisses sont stockées dans une fosse de capacité de 30m³ et de profondeur de 3.6m elles sont ensuite pompées au moyen d'une citerne d'une contenance de 3m³. (IKHLEF et ARNAUD, 2010).

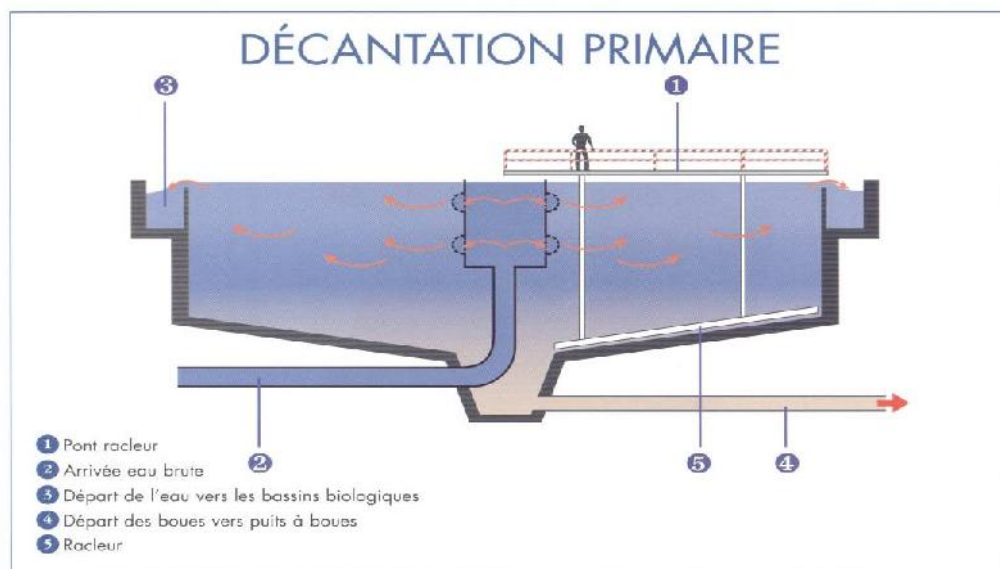
ANNEXES



Stockage des graisses (photo originale)

❖ traitements primaires

Cette étape du traitement consiste à provoquer la sédimentation de la majorité des matières décantables, en jouant sur la vitesse de passage et le temps de séjour des effluents dans les décanteurs. Les eaux décantées sont orientées vers le traitement biologique. Les matières décantées « boues primaires » sont extraites régulièrement pour être envoyées vers l'étape d'épaississement des boues.



Principe de la décantation primaire.

- Deux décanteurs d'un diamètre de 42m et une hauteur cylindrique de 2.6m.
- Deux pompes de 150m³/h pour l'extraction des boues primaires. (**BEGHOURA** et **HERAOUI, 2012**).



Décanteur primaire de la STEP de Reghaia (**photo originale**)

❖ traitements secondaires

a- Bassin d'aération

Le bassin d'aération est le réacteur biologique dans lequel s'effectue la transformation de la matière organique par les micro-organismes aérobies, associée à une dénitrification. La pollution dissoute est transformée en gaz et biomasse.

Ce bassin est équipé de dispositif d'oxygénation et de brassage.

En absence d'oxygène dans une partie du bassin d'aération dite « zone d'anoxie » et en présence de Nitrates, d'autres micro-organismes se développent, appelés « bactéries dénitrifiantes » qui servent à la dégradation des charges azotées et à la production d'azote gazeux.

Deux bassins d'aération fonctionnant en parallèle d'une longueur de 46.30m et une largeur de 46.30m sur une profondeur de 5.86m. La capacité de chaque bassin est de 11866m³, chaque bassin est équipé de trois turbines de surface de type à axe vertical et à vitesse lente. (**BEGHOURA** et **HERAOUI, 2012**).

ANNEXES



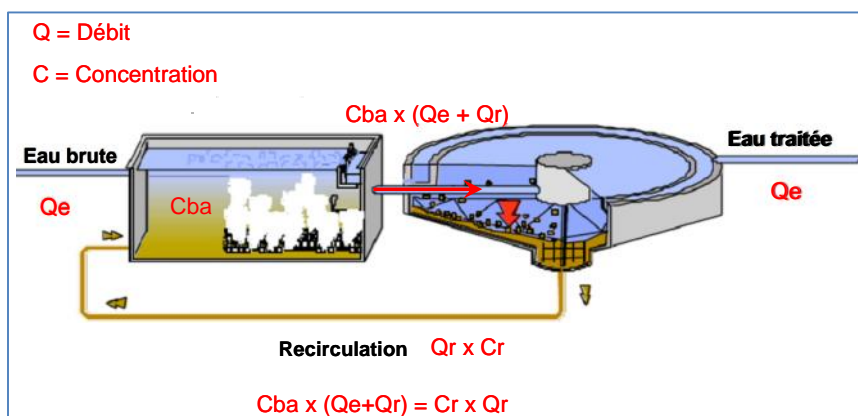
Bassin d'aération de la STEP de Reghaia (**photo originale**)

a- Clarificateurs

Après la phase de contact entre l'eau décantée et la biomasse active dans le bassin d'aération, la clarification consiste à séparer par simple décantation l'eau épurée des boues activées. Cette étape est tout aussi importante que la précédente et indissociable. Le traitement biologique conventionnel est donc composé du couple bassin d'aération/clarificateur.

Par surverse les eaux épurées rejoignent le canal de comptage avant de rejoindre le milieu naturel.

Les boues biologiques décantées en fond d'ouvrage sont pompées et recirculées en tête du bassin d'aération rapidement pour les mettre de nouveau en contact avec la pollution.



Fonctionnement du clarificateur depuis l'entrée de l'eau brute jusqu'à la sortie de l'eau épurée.

- Trois clarificateurs d'un diamètre unitaire de 58m, d'une hauteur de 3.8m. le volume unitaire approximatif est de 9200m³.
- La recirculation des boues secondaires s'effectue à l'aide de 3 pompes de 2222m³/h.

ANNEXES

- Deux pompes à boue d'un débit unitaire de $100\text{m}^3/\text{h}$. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Clarificateur de la STEP de Reghaia (**photo originale**)

❖ traitements tertiaires

La station d'épuration de Reghaia est la seule STEP dotée de ce traitement où les eaux épurées sont acheminées vers une unité de traitement dans le but de réduire la contamination microbiologique.

L'opération de filtration consiste à faire passer les eaux épurées sur un lit filtrant constitué de sable. Des impuretés restent piégées entre les espaces inter granulaires du sable. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).

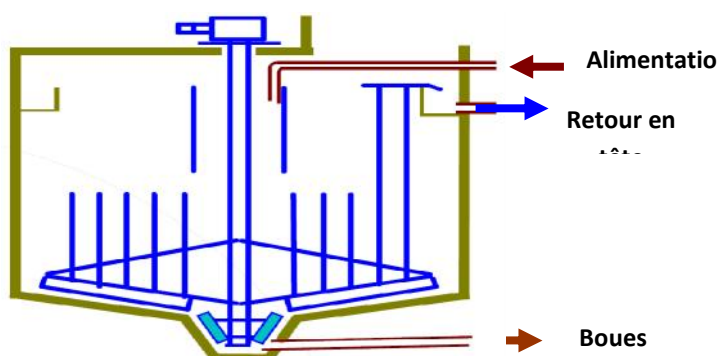


Filtre de sable plein. (**Photo originale**)

❖ traitement des boues

a- Epaissement des boues

L'épaissement consiste à réduire le volume de boues et l'augmentation de leur concentration par gravité. Les boues alimentent l'ouvrage au centre et se précipitent au fond de l'ouvrage sous l'effet de la gravité, tandis que le surnageant récupéré au niveau de la goulotte rejoint le poste toutes eaux. Les boues épaissies au fond de l'ouvrage sont menées vers les bassins de stockage.



Ouvrage de l'épaissement des boues.

- Deux épaisseurs circulaires.
- Deux pompes à boues épaissies avec un volume unitaire de 28m³/h. (**BEGHOURA** et **HERAOUI, 2012**).



Epaisseur de la STEP de Reghaia.



Pompes à boues épaissies.

(Photos originales)

b- Stabilisation des boues

Une stabilisation chimique par un chaulage dans des silos, cette opération permet l'inactivation des germes pathogènes. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Silos à chaux (Photo originale)

c- Déshydratation

Le système de déshydratation se fait par une centrifugation basée sur la différence de densité entre les matières sèches présentes dans la boue et l'eau qu'elle contient.

En fin de traitement, on obtient de la boue sèche qui va être évacuée dans des convoyeurs à chaîne pour être transformée vers les silos pour valorisation. (BEGHOURA et HERAOUI, 2012).



Centrifugation de la boue.



Boue déshydratée.

(Photos originales)

❖ Evacuation de l'eau épurée

Les eaux épurées, qui sont traitées par la station d'épuration de Béni Messous sont déversées dans la mer méditerranée, celles de la station d'épuration de Reghaia dans le lac de Reghaia.



Evacuation de l'eau (photo originale)

Matériel pour les analyses microbiologiques

❖ Appareillage

- ✓ Agitateur Yellow line.
- ✓ Bain marie.
- ✓ Bec-bunsen.
- ✓ Compteur colonies
- ✓ Incubateurs à 22°C et 37°C.
- ✓ Lampe à ultraviolets d'une longueur d'onde de 365nm.
- ✓ Papier de 0.47 µm et 0.22 µm.
- ✓ Rampe de filtration.

❖ Verrerie

- ✓ Boîtes de Pétri.
- ✓ Tubes à essai.
- ✓ Pipettes Pasteur.
- ✓ Pipettes graduées de 1ml, 5ml, 10 ml.
- ✓ Pincés stériles.

❖ Réactifs, colorants et additifs

- ✓ Additif Hektoen.
- ✓ Alun de fer.
- ✓ Sulfite de sodium.
- ✓ Eau distillée.
- ✓ Eau de Javel.

❖ Composition des différents milieux de culture

- ✓ Eau physiologique.
- ✓ Gélose au tergitol et au TTC.
- ✓ Bouillon Tryptophane.
- ✓ Milieu TSA.
- ✓ Gélose Slanetz et Bartley.
- ✓ Gélose BEA.
- ✓ Gélose viande fois (VF).
- ✓ Gélose Chapman au mannitol.
- ✓ Bouillon cœur-cerveau (BHIB).
- ✓ Eau Peptonée Tomponnée (EPT).
- ✓ Rappapots vassiliadis (RV).
- ✓ Gélose Hektoen.
- ✓ Gélose TSI (triple Sugar Iron)

ANNEXES

- ✓ Eau Peptonée Alcaline (EPA).
- ✓ Gélose nutritive alcaline bilié (GNAB).
- ✓ Gélose cétrimide.
- ✓ Gélose King A.
- ✓ Gélose King B.
- ✓ Gélose nutritive (GN).
- ✓ Gélose Muller Hilton

Annexe. II

Matériel pour les analyses physico-chimiques

❖ Appareillage

- ✓ Agitateur magnétique
- ✓ Balance
- ✓ Balance de précision.
- ✓ Conductimètre.
- ✓ Congélateur à -18°C.
- ✓ Dessiccateur.
- ✓ DBO mètre SP 50 type SKALAR.
- ✓ Dispositif de filtration.
- ✓ Etuve BINDER.
- ✓ Four à moufle.
- ✓ Hotte.
- ✓ Incubateur pour DBO₅ à 20°C.
- ✓ Minéralisateur Captair chem by Erld.
- ✓ Oxymètre.
- ✓ Papiers filtre à 0.45 µm.
- ✓ Pompe à vide.
- ✓ Réfrigérateur.
- ✓ Robot SKALAR SAN++.
- ✓ Spectrophotomètre (HACH) DR 2800 et 4000.
- ✓ Turbidimètre.
- ✓ pH-mètre.

❖ Verrerie

- ✓ Bêchers.
- ✓ Creusets.
- ✓ Dispensette.
- ✓ Eprouvettes 100ml, 1l.
- ✓ Erlen Meyer.
- ✓ Flacons avec bouchons pour DBO₅.
- ✓ Fioles 10ml, 50ml, 100ml.
- ✓ Matras.
- ✓ Picettes.
- ✓ Pipettes 1ml, 10ml, 15ml.
- ✓ Récipient pour l'eau de dilution.
- ✓ Réfrigérants.

❖ Colorants, réactifs et produits chimiques

- ✓ Eau distillée.
- ✓ Acide sulfurique.
- ✓ Acide nitrique.
- ✓ Acide ascorbique.

ANNEXES

- ✓ Acide borique.
- ✓ Acide chlorhydrique.
- ✓ Salicylate de sodium.
- ✓ Hydroxyde de sodium.
- ✓ Tartrate double de sodium et potassium.
- ✓ Heptamolybdate d'ammonium.
- ✓ Dichromate de potassium.
- ✓ Sulfate d'argent.
- ✓ Hydroxyde de sodium :
 - 500±20 g d'hydroxyde de sodium.
 - Eau distillée.

- ✓ Réactif 1 :
 - 130 g de salicylate de sodium.
 - 130 g de citrate trisodique di hydraté.
 - 0.97 g de nitroprusiate de sodium.
 - Eau distillée.

- ✓ Réactif 2 :
 - 32g d'hydroxyde de sodium.
 - 500 ml d'eau.
 - 2g dichloroisocyanurate di-hydraté.
 - Eau distillée.

- ✓ Réactif mixte :
 - 4g d' amino-4 bunzène sulfonamide $\text{NH}_4\text{C}_6\text{SH}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$.
 - 100 ml d'acide orthophosphorique.
 - 500 ml d'eau.
 - 2g de dichlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane $\text{C}_{10}\text{H}_7\text{NH}-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{NH}_2-2\text{HCl}$.
 - Eau distillée.

- ✓ Solution tampon
 - 33g de Tartrate double sodium potassium
 - 24 g de citrate tri-sodium
 - Eau distillée
 - 3 ml de Brij 35 (30%)

- ✓ Solution de salicylate de sodium

ANNEXES

- 25g d'Hydroxyde de sodium
- 80g de salicylate de sodium
- Eau distillée

- ✓ Solution de nitroprusside de sodium
 - 1 g de nitroprusside de sodium
 - Eau distillée

- ✓ Solution de dichloroisocyanurate de sodium
 - 2g de dichloroisocyanurate de sodium
 - Eau distillée

- ✓ Solution d'acide sulfurique
 - 40 ml d'acide sulfurique (95-97%)
 - 960ml d'eau distillée
 - 2ml FFD6

- ✓ Solution d'Heptamolybdate d'ammonium
 - 40 ml d'acide sulfurique
 - 4.8g d'Heptamolybdate d'ammonium
 - 960ml d'eau distillée
 - 2ml de FFD6.

- ✓ Solution d'acide L(+) ascorbique
 - 18 g d'acide L(+) ascorbique
 - 20ml
 - 980 ml d'eau distillée

- ✓ Eau de dilution
 - 1 ml de chacune des solutions salines suivantes dans 1L d'eau distillée:

Solution tampon de phosphate pH= 7.2

- 8.5 g de dihydrogénophosphate de potassium KH_2PO_4 .
- 21.75 g de dihydrogénophosphate de dipotassium K_2HPO_4 .
- 33.4 g de dihydrogénophosphate de disodium heptahydraté ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$).
- 1.7 g de chlorure d'ammonium NH_4Cl .

ANNEXES

- Eau distillée.

Solution de sulfate de magnésium heptahydraté

- 22.5 g de sulfate de magnésium heptahydraté ($\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$).
- Eau distillée.

Solution de chlorure de sodium

- 27.5 g de chlorure de sodium (CaCl_2) anhydre.
- Eau distillée.

Solution de chlorure de fer hexahydraté

- 0.25 g de chlorure de fer hexahydraté ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$).
- Eau distillée.

✓ Eau d'ensemencement

- Eau résiduaire urbaine avec une DCO ne dépassant pas 300 mg/l.

✓ Eau de dilutionensemencée

- 5 à 20 ml d'eau d'ensemencement.
- 1L d'eau de dilution.

✓ Allylthiourée (ATU)

- 200mg d'Allylthiourée ($\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$).
- 200ml d'eau distillée.

ANNEXES

Logigramme

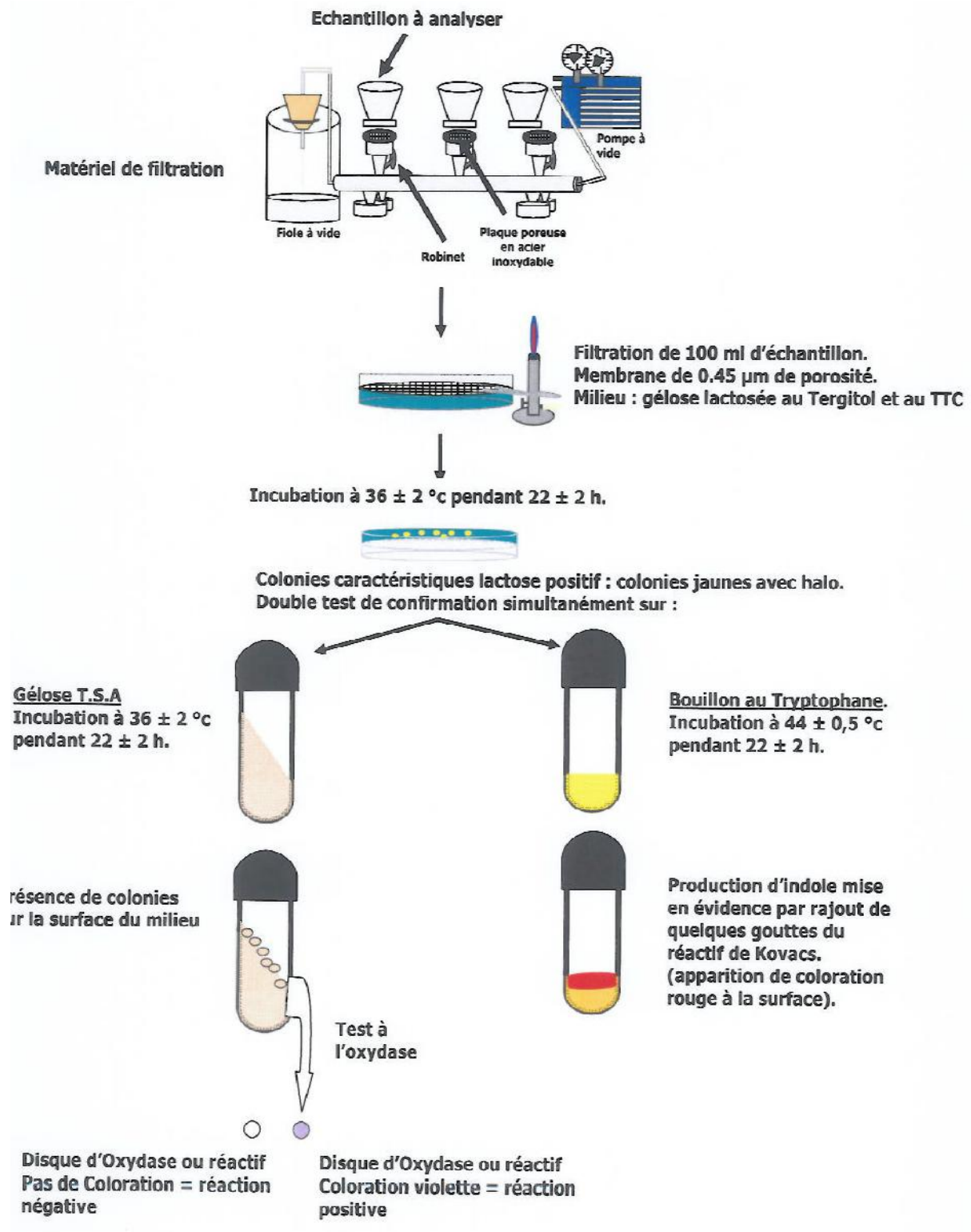


Fig. 7 Recherche et dénombrement des coliformes et d'*Escherichia coli*.

Logigramme

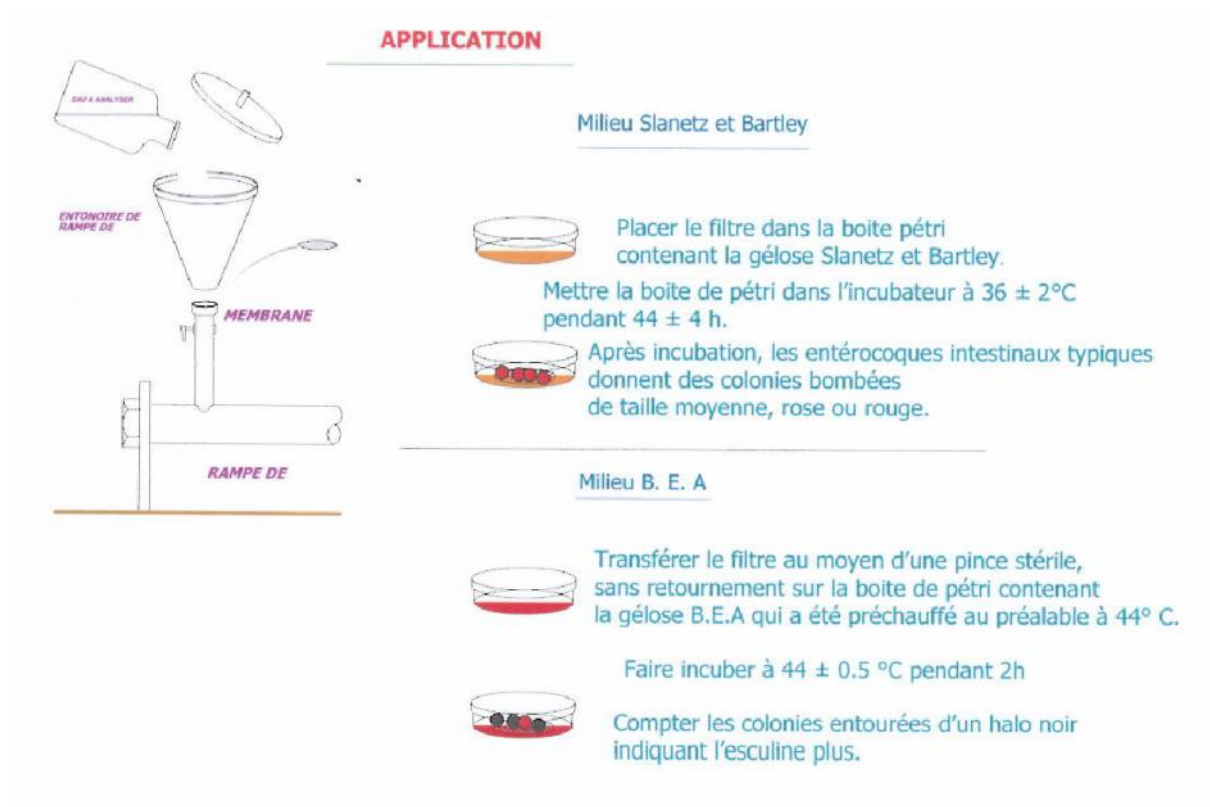


Fig.8 Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux.

ANNEXES

Logigramme

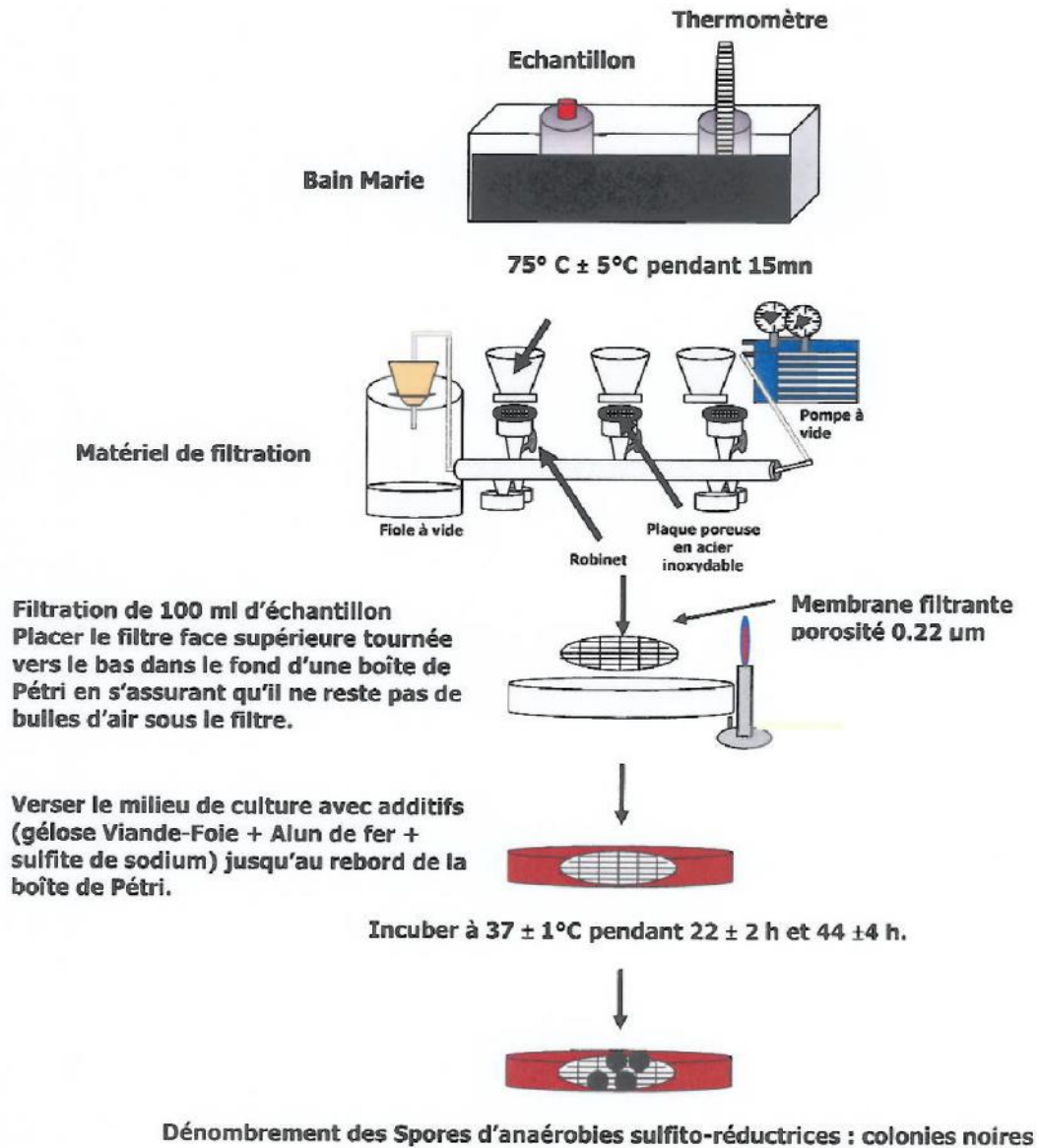


Fig. 9 Recherche et dénombrement des spores anaérobies sulfito-réducteurs.

ANNEXES

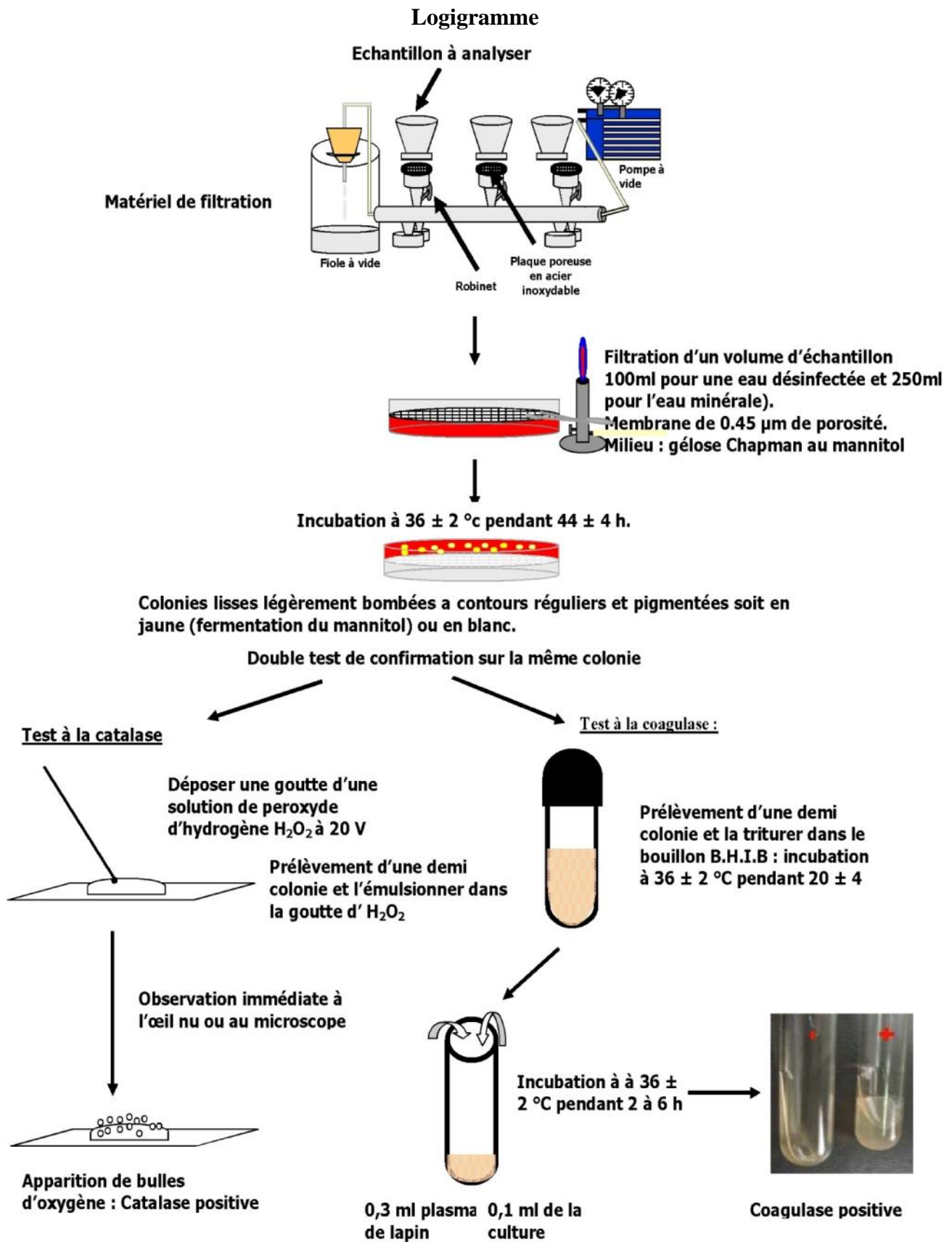


Fig.10 Recherche et dénombrement des *staphylococcus aureus*.

Logigramme

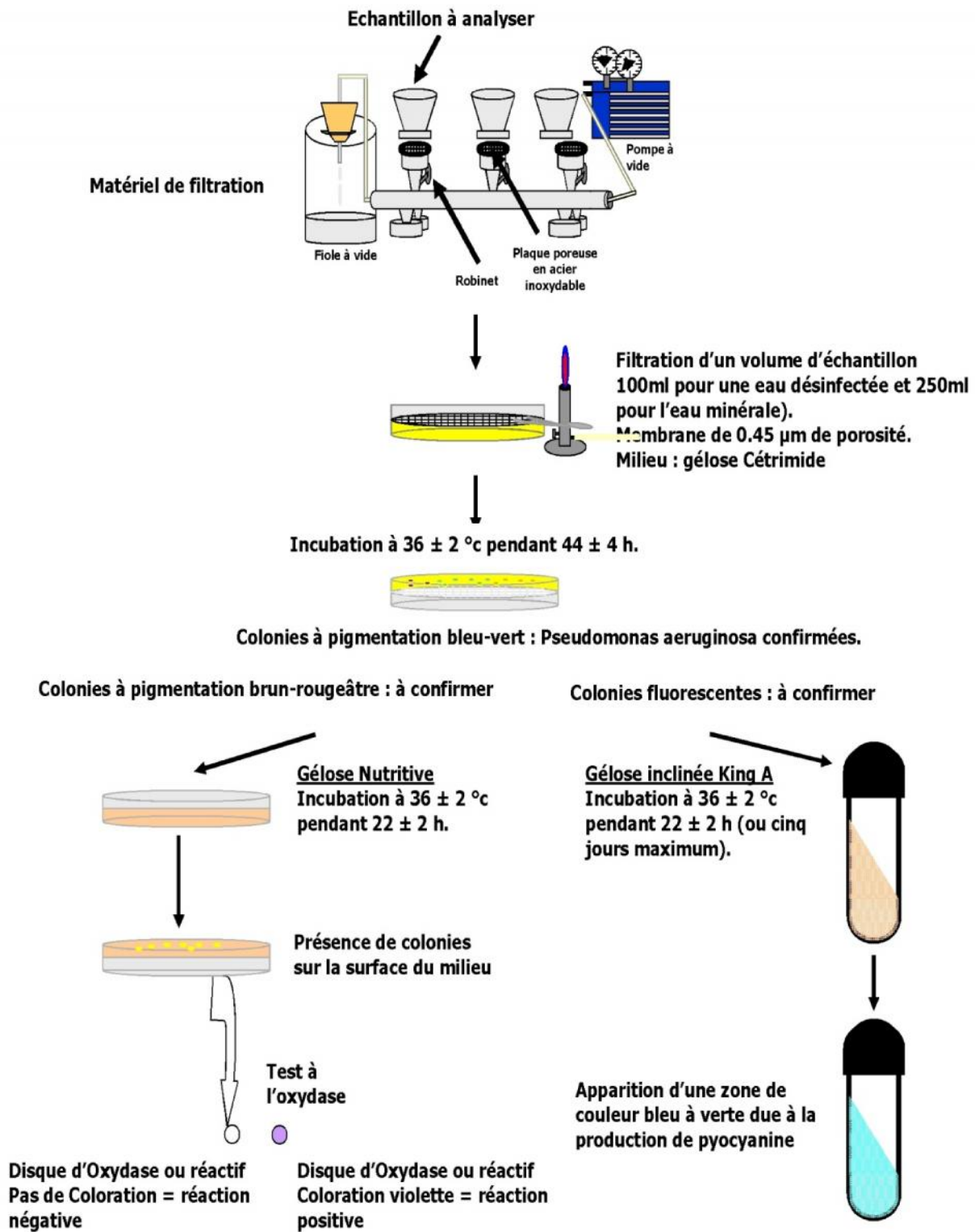


Fig.11 Recherche et dénombrement des *Pseudomonas aeruginosa*.

ANNEXES

Tableau X. Résultats des analyses physico-chimiques de la STEP de Reghaia.

Paramètres	pH		T°C		CE		MES		MVS	OD		DCO		DBO ₅		NH ₄ ⁺		NO ₃ ⁻		NO ₂ ⁻		PO ₄ ³⁻	
	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE
P1 : 10-02-15	7.55	7.64	11.6	12.5	1506	1496	290	8.8	170	1.2	6.35	313	42	137	3	8.16	5.89	<0.5	15.5	<0.02	0.06	0.15	<0.04
P2 : 28-02-15	7.53	7.65	14.1	14.7	1737	1646	278	2.2	178	0.57	5.86	280	39	91.19	0.91	12.04	<0.02	<0.5	47.18	<0.02	0.14	0.13	<0.04
P3 : 12-03-15	7.49	7.70	15.7	16.1	1761	1701	222	17	127	0.57	5.05	425	46	118.21	1.49	18.26	<0.02	6.02	54.49	<0.02	0.1	0.51	<0.04
P4 :23-03-15	7.51	7.68	14.4	15.4	1723	1707	279	12	182	0.6	5.89	398	<30	202	1.9	13.96	1.86	<0.5	11.07	<0.02	2.5	0.25	<0.04
P5 :09-04-15	7.73	7.80	15.6	16.1	1668	1602	377	26.2	250	0.41	4.59	378.24	<30	150.06	2.8	37	10	<0.5	15.94	<0.02	0.65	2.34	0.12
P6 : 26-04-15	7.37	7.45	12.3	12.5	1620	1250	369	27.3	210	0.36	5.25	457.38	48	121.43	2.63	31.05	3.73	<0.5	23.47	<0.02	0.91	1.46	0.1
P7 : 05-05-15	7.57	7.70	15.2	15	1841	1532	57	11.9	13	0.64	4.46	51.41	<30	37.55	1.09	39.75	2.47	12.62	37.87	2.65	2.85	0.68	0.09
Moyenne	7.53	7.66	14.25	14.48	1693.71	1562	281.71	15.05	161.42	0.62	5.35	328.57	-	122.49	1.97	22.88	-	-	29.36	-	1.03	0.78	-
Ecart-type	0.11	0.14	1.61	1.53	108.23	158.95	107.56	9.14	75.49	0.27	0.71	136.99	-	50.84	0.84	12.81	-	-	17.2	-	1.17	0.82	-

ANNEXES

Tableau XI Résultats des analyses bactériologiques de la STEP de Reghaia.

Germe	CT		CF		SF		ASR		PSEUDOMONAS		STAPHYLOCOQUE	
	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE
P1 :10-02-15	126*10 ⁵	28*10 ⁴	102*10 ⁴	12*10 ³	114*10 ²	48*10 ¹	38*10 ³	26*10 ²	16*10 ³	0	0	0
P2 :28-02-15	81*10 ⁵	27*10 ⁴	107*10 ⁴	13*10 ³	78*10 ²	63*10 ¹	0	0	98*10 ³	0	64*10 ³	27*10 ²
P3 :12-03-15	63*10 ⁵	20*10 ⁴	73*10 ⁴	4*10 ³	60*10 ²	13*10 ¹	31*10 ³	17*10 ²	0	0	0	0
P4 :23-03-15	138*10 ⁵	51*10 ⁴	110*10 ⁴	12*10 ³	178*10 ²	63*10 ¹	14*10 ³	8*10 ²	10*10 ³	0	0	0
P5 :09-04-15	210*10 ⁵	44*10 ⁴	90*10 ⁴	10*10 ³	132*10 ²	70*10 ¹	0	0	28*10 ³	0	7*10 ³	17*10 ²
P6 :26-04-15	183*10 ⁵	38*10 ⁴	115*10 ⁴	5*10 ³	96*10 ²	42*10 ¹	41*10 ³	7*10 ²	0	0	40*10 ³	53*10 ²
P7 :05-05-15	283*10 ⁵	52*10 ⁴	95*10 ⁴	9*10 ³	257*10 ²	53*10 ¹	27*10 ³	90*10 ²	7*10 ³	0	0	0
Moyenne	154.85*10 ⁵	37.14*10 ⁴	98.85*10 ⁴	9.28*10 ³	130.28*10 ²	50.28*10 ¹	21.57*10 ³	21.14*10 ²	22.71*10 ³	0	15.85*10 ³	13.85*10 ²
Ecart-Type	76.66*10 ⁵	12.52*10 ⁴	14.27*10 ⁴	3.54*10 ³	67.63*10 ²	19.07*10 ¹	10.61*10 ²	34.63*10 ³	37.87*10 ²	-	28.61*10 ³	18.58*10 ²

ANNEXES

ANNEXES

Annexe. V

Tableau XII. Rendements épuratoires des principaux paramètres physico-chimiques.

	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO (mg/l)
EBR	281.71	328.57	122.49
EER	15.05	43.75	1.97
Rendement (%)	94.65	86.68	98.39

Tableau XIII. Rendements épuratoires des principaux paramètres bactériologiques.

	CT	CF	SF	ASR
EBR	$154.85.10^5$	$98.85.10^4$	$130.28.10^2$	$21.57.10^3$
EER	$37.14.10^4$	$9.28.10^3$	$50.28.10^1$	$21.14.10^2$
Rendement (%)	97.6	98.11	96.14	90.19

ANNEXES

Annexe. VI

Tableau XIV. Normes physico-chimiques de rejet selon l’OMS 2006 et le JORA 2006, 2012,2013

Paramètre	Unité	Norme	
		JORA	OMS
Température	°C	30	30
pH	-	6.5-8.5	6.5-8.5
CE	µS/Cm	-	1250
MES	mg/l	30	30
MVS	mg/l		
DCO	mg/l	90	90
DBO ₅	mg/l	30	30
Nitrates	mg/l	50	50
Nitrites	mg/l		
Ammonium	mg/l		
Ortho-Phosphates	mg/l	-	2
Oxygène dissout (OD)	mg/l	-	5

Tableau XV. Normes microbiologiques de rejet des eaux épurées (**OMS 2006**).

Micro-organisme	Concentration (en Nbre par litre)
Bactéries	
➤ Coliformes totaux	10 ³ -10 ⁷
➤ E. coli	10-10 ⁶
➤ Entérocoques	10-10 ⁵
➤ Salmonelles	0-10
➤ Vibriion cholériques	0-10

ANNEXES

Tableau XVI. Normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation.

paramètres	Unité	Normes
pH		6.5-8.5
Conductivité électrique	ms/cm	<3*
MES	mg/l	<70*
DCO (mg/l)	mg/l	<40*
DBO ₅	mg/l	<30*
NO ₃ ⁻	mg/l	<50*
NO ₂ ⁻	mg/l	<1*
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.94*
HCO ₃	mg/l	500**
SO ₄ ²⁺	mg/l	400**
CL	mg/l	1065**
Ca ²⁺	mg/l	400**
Na ²⁺	mg/l	920**
Mg ²⁺	mg/l	60.75**
Cd ²⁺	mg/l	0.01*
Pb ²⁺	mg/l	0.05*
Zn ²⁺	mg/l	2*
Cr ⁶⁺	mg/l	0.1*
NH ₄ ⁺	mg/l	<2*

*OMS (1989), **FAO (2003)

Tableau XVII. Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. ONA 2005.

Groupes de cultures	Paramètres microbiologiques	
	Coliforme fécaux (UFC/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs/l) (moyenne arithmétique)
Irrigation non restrictive Culture de produits pouvant être consommés crus.	<100	Absence
Légume qui ne sont consommés que cuits Légume destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.	<250	< 0,1
Arbre fruitiers Culture et arbustes fourragers Cultures céréalières Culture industrielles Arbre forestiers Plantes florales et ornementales	Seuil recommandé < 1000	<1

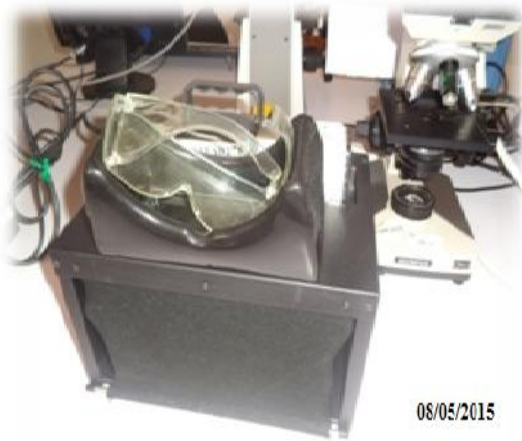
ANNEXES



Bain marie



Incubateur à 37°C

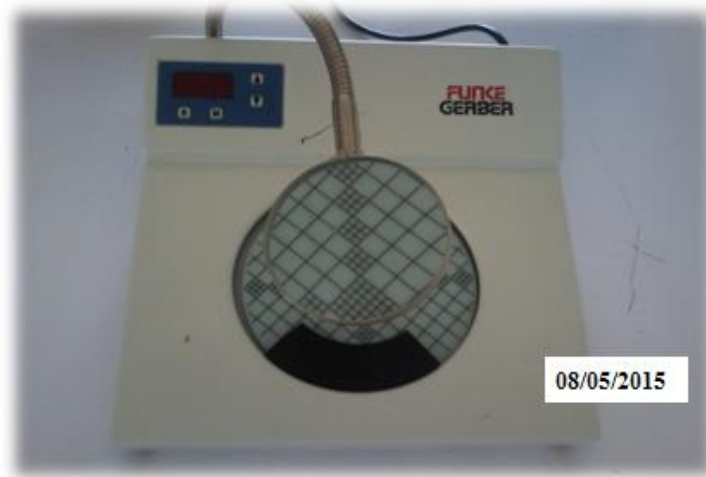


Lampe UV à 365 nm



Rampe de filtration

ANNEXES



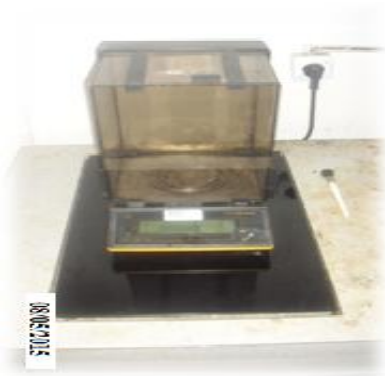
Compteur colonies



Agitateur Yellow line

ANNEXES

Annexe. VII



Balance de précision



Balance



Dessiccateur



Conductimètre + pH-mètre

ANNEXES



Etuve



Minéralisateur



Spectrophotomètre



Oxymètre



Congélateur



SKALAR SAN⁺⁺

ANNEXES



Hotte



Réfrigérateur



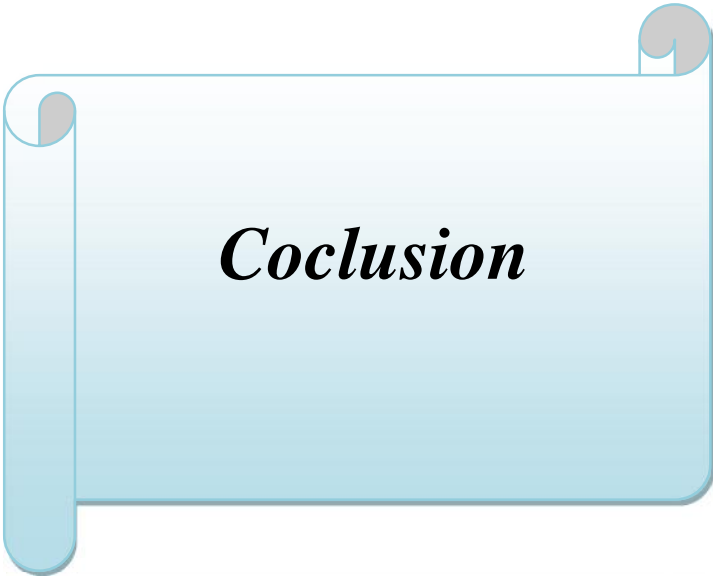
DBO-mètre



Introduction



Annexes



Conclusion



Etude

bibliographique



Etude

Expérimentale



Résultats et

discussion



Références

bibliographiques

RÉSUMÉ

Les eaux résiduaires de la station d'épuration Reghaia, traitées par boues activées, ont été analysées afin d'évaluer l'efficacité du traitement.

Les résultats des analyses physico-chimiques montrent une conformité aux normes de l'OMS, du JORA et à celle des eaux destinées à l'irrigation avec une bonne élimination de la DCO, DBO₅ et les MES, leurs taux d'abattement sont respectivement 86.68%, 98.39% et 94.65%.

Concernant les analyses bactériologiques et, les résultats montrent une absence de vibrions cholériques et des salmonelles, ainsi qu'un abattement très satisfaisant des coliformes totaux, des coliformes fécaux, des entérocoques fécaux, des spores anaérobies sulfite-réducteurs qui était respectivement de : 97.6%, 98.11%, 96.14%, 90.19%.

L'analyse de l'antibiorésistance de *Pseudomonas aeruginosa* à 10 types d'antibiotiques a révélé que ce dernier était sensible à un groupe d'antibiotiques et résistant à d'autres.

Mots clés : eaux usées, épuration, boues activées, station d'épuration, taux d'abattement, analyses physico-chimiques, analyses bactériologiques.

ABSTRACT

The wastewater of Reghaia and Béni Messous treatment plant, treated by an activated sludge process was analyzed to evaluate effectiveness on treatment.

The results of physico-chemical analyzes DCO, DBO₅ and MES show conformity to standards with a good elimination of the DCO, DBO₅ and MES, then rates of abatement are respectively: 86.68%, 98.39% and 94.65%.

Bacteriological analyzes revealed an absence of *Vibrio cholera* and *Salmonella* and a great reduction for total coliform, fecal coliform, fecal *Streptococcus*, ASR, the rates of abatement are respectively 97.6%, 98.11%, 96.14%, 90.19%.

The analyzes of antibiotic resistance of *Pseudomonas aeruginosa* for 10 types of antibiotics revealed that this germ is resistant for a group of antibiotics and sensitive for others.

Key words: wastewater, activated sludge, treatment plant, rates of abatement, physico-chemical analyzes, purification, bacteriological analyzes, parasitological analyzes, heavy metals.

هذه التحاليل تقيم فعالية معالجة مياه الصرف الصحي بعملية الأوحال المنشطة في محطة المعالجة للرغاية .

أظهرت نتائج التحاليل الفيزيوكيميائية مطابقة مع المعايير و مردود إزالة جيد ل DCO, DBO₅ SEM 86.68 % , 98.39 % 94.65 % .

فيما يخص التحاليل البكتيريولوجية, أظهرت النتائج غياب كل من الكوليرا و السالمونيلا و نسبة انخفاض جد مرضية ل coliformes totaux , coliformes fécaux , fécaux stréptocoques , clostridium , 97.6 % , 98.11 % , 96.14 % 98.19 %

كشفت تحليل مقاومة *monas aeruginosapseudo* لعشرة أنواع من المضادات الحيوية أن هذه الأخيرة حساسة لمجموعة منها و مقاومة لمجموعة .

الكلمات الرئيسية: المياه القذرة, التصفية, التحاليل البكتيريولوجية, المضادات الحيوية, محطة تصفية المياه, التحاليل الفيزيوكيميائية,

CONCLUSION

Cette étude consistait à caractériser les potentialités d'un bon fonctionnement d'une station dans l'épuration des eaux usées par le procédé biologique à boues activées ainsi que l'étude de l'antibiorésistance d'un germe pathogène dans ce milieu afin d'envisager les possibilités de recyclage de ces eaux.

Il en ressort de cette étude que les résultats des analyses physico-chimiques, microbiologiques dans les eaux épurées sont conformes aux normes de rejet dans le milieu naturel.

- 🚩 Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants dans l'élimination des MES, DCO et DBO₅ avec des valeurs respectives de 94.65%, 86.68% et 98.39%.
- 🚩 Les analyses bactériologiques ont montré une meilleure efficacité dans le rendement épuratoire du procédé. En outre, il assure un taux d'élimination des différents germes dépassant les 90%.
- 🚩 L'étude de l'antibiorésistance de *Pseudomonas aeruginosa* a montré que ce dernier est sensible à certains antibiotiques tels que CN 10, AK 30 et CS 10. Et résistant à d'autres : AUG 30, CTX 30 et SXT, 25.

A travers l'ensemble de ces observations, nous pouvons déduire que l'épuration des eaux résiduaires par le procédé biologique par boues activées est efficace mais reste insuffisant dans cette station.

De plus, il serait intéressant de prendre en considérations les points suivants :

- Compléter les analyses physico-chimiques des effluents par un suivi de la qualité bactériologique, parasitologique et surtout toxicologique à fin d'assurer d'une façon systématique et continue la protection soit des milieux marins, soit la réutilisation de cette ressource hydrique dans les différents domaines (irrigation, industrie, contre les incendies...etc).
- Suivre l'évolution des paramètres de l'eau rejetée par la STEP de Reghaia tout le long de son parcours au sein du lac de Reghaia car ce dernier est protégé par l'UNESCO.
- Compléter l'épuration biologique par des traitements tertiaires poussés pour assurer une réduction des risques sanitaires.
- Le bon fonctionnement d'une station d'épuration c'est aussi l'affaire des usagers, y rejeter n'importe quoi, n'importe comment rend inefficace le système de protection des eaux naturelles, les conséquences pour la santé peuvent être graves, car l'eau on la boit, on s'y baigne, les poissons y vivent...

