

liste des Abréviations

CE : Conductivité Electrique ($\mu\text{s}/\text{cm}$).

Cm: La charge massique exprime en $\text{kg DBO}_5 / \text{kg MVS.j}$.

CO₂: gaz de carbone.

COT : Carbone total organique.

Cv : La charge volumique exprimé en $\text{kg O}_2 .\text{m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours (mg/l).

DCO : Demande Chimique en Oxygène (mg/l).

EH : l'équivalent habitant.

H₂O : eau.

Im : Indice de Mohlman (mg/l).

K: constatant de la biodégradabilité.

MES : Matière En Suspension (mg/l).

MMS : matière minérales sèche (mg/l).

MO: matière organique.

MP : matière phosphorées.

MVS : matière volatile en suspension (mg/l).

N_{org}: Azote organique.

NH⁺₄: l'azote ammoniacal (mg/l).

NH₃: ammoniac (mg/l).

NO₂⁻: nitrites (mg/l).

NO₃⁻: nitrates (mg/l).

ONA : Office National d'Assainissement.

pH : potentiel Hydrogène.

PO₄⁻³: orthophosphates (mg/l).

STEP: Station d'Epuration.

T : Température.

T_s : temps de séjour (h).

V: volume de boue obtenu après 30 minutes de décantation (ml/l).

V_{BA} : volume de bassin d'aération (m^3).

Qj : le débit journalier d'eau brute à traiter ($\text{m}^3.\text{j}^{-1}$).

Table des matières

Introduction générale.....	1
Chapitre I : Généralités sur les eaux usées	
I.1. Introduction.....	3
I.2. Définition des eaux usées.....	3
I.3. Les principaux rejets polluants	3
I.3.1 Eaux usées domestiques.....	3
I.3.2 Eaux usées industrielles.....	4
I.3.3 Les eaux usées pluviales.....	4
I.3.4 Les eaux usées agricole	4
I.3.5 Les eaux de drainage	4
I.4 la pollution des eaux usées.....	5
I.4.1 Pollution minérale.....	5
I.4.2 la pollution microbiologiques.....	5
I.4.3 Pollution chimique	5
I.4.4 La pollution physique.....	5
I.4.5 Pollution par le phosphore.....	5
I.4.6 Pollution par l'azote.....	6
I.5 les paramètres de pollution.....	6
I.5.1. Paramètres organoleptiques.....	6
I.5.2. Les paramètres physiques.....	6
I.5.3. Paramètres chimiques.....	7
I.5.4. Les paramètres bactériologiques.....	10
I.6. L'équivalent habitant (EH).....	11
I.7. Normes internationales.....	12
I.8. Normes Algériennes	12
I.9. Définition de l'épuration.....	14
I.10. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des eaux Usées.....	14
I.11. Rôle des stations d'épuration.....	14
I.12. procédés d'épuration des eaux usées.....	15
I.12.1. Prétraitement.....	15

I.12.2. Le traitement primaire (décantation primaire).....	17
I.12.3. Le traitement biologique.....	18
I.12.3.1. Procédés biologiques extensifs.....	18
I.12.3.1.1. Le lagunage (culture libre).....	18
I.12.3.2. Procédés biologiques intensifs.....	20
I.12.3.2.1. Disques biologiques (cultures fixées).....	20
I.12.3.2.2. Lits bactériens (cultures fixées).....	21
I.12.3.2.3. les boues activées.....	21
I.12.3.2.3.1. Généralités sur les boues activées.....	21
I.12.3.2.3.2. Paramètres de fonctionnement des stations à boues activées.....	22
I.12.3.2.3.3. Paramètres influençant le fonctionnement des bassins d'aération...	24
I.12.4. décantation secondaire.....	31
I.12.5. Le traitement tertiaire.....	31
I.12.6. Le traitement des boues	34
I.13. Conclusion.....	34

Chapitre II : Description de la station d'épuration de Maghnia

II.1. Introduction.....	35
II.2. Principe de fonctionnement de STEP de Maghnia	35
II.2.1. Donnée de base.....	35
II.2.2. L'origine d'eau brute	36
II.2.3. Les installations de la STEP	36
II.2.3.1. Description des ouvrages de traitement de la filière Eaux	36
II.2.3.1.1. Le déversoir d'orage	36
II.2.3.1.2. Prétraitement.....	37
II.2.3.1.3. traitement biologique	42
II.2.3.1.4. Décanteur Secondaire (02 unités).....	44
II.2.3.1.5. Bassin de chloration.....	46
II.2.3.2. Description des ouvrages de traitement de la filière boues.....	47
II.2.3.2.1. Epaississeur.....	47
II.2.3.2.2. Lits de séchage (14)	48
II.3. Rendement de la station	49
II.4. Conclusion.....	49

Chapitre III : Matériels et méthodes

III.1. Introduction.....	50
III.2. prélèvement et échantillonnage	50
III.3. Analyses physico-chimiques.....	51
III.3.1. Température	51
III.3.2. pH	51
III.3.1.1. Principe	51
III.3.1.2. Mode opératoire	52
III.3.3. Conductivité	53
III.3.3.1. Mesure de la conductivité.....	53
III.3.3.2. Principe	53
III.3.3.3. Mode opératoire.....	53
III.3.4. Oxygène dissous	54
III.3.4.1. Mode opératoire	54
III.3.5. Matière Insoluble Décantable (M.I.D).....	55
III.3.6. Paramètre par Spectrophotomètre DR3900	56
III.3.6.1. Les matière en suspension et la Turbidité.....	56
III.3.6.2. Demande chimique en oxygène (DCO)	56
III.3.6.1.1. Principe	57
III.3.6.1.2. Mode opératoire	57
III.3.6.3. Demande biochimique en oxygène (DBO5)	58
III.3.6.4 Nitrates (N-NO ₃)	59
III.3.6.5. Azote ammoniacal (N-NH ₃).....	60
III.3.6.5.1. Mode opératoire	60
III.3.6.6. Nitrite (N-NO ₂).....	60
III.3.6.6.1. Mode opératoire	60
III.3.6.7. Le phosphore.....	61
III.3.6.7.1. Mode opératoire	61
III.3.7 Teste de décantation	61
III.3.7.1. Mode opératoire	61
III.3.7.2. Interprétation des résultats.....	62
III.3.8 La siccité	62

III.4. conclusion.....	63
------------------------	----

Chapitre IV : performance de la station d'épuration de maghnia

IV.1. Introduction.....	64
IV.2. performances de la station d'épuration de l'année 2013.....	64
IV.2.1. La température.....	64
IV.2.2. pH	65
IV.2.3. O ₂ dissous	65
IV.2.4. La conductivité	66
IV.2.5. La Turbidité.....	67
IV.2.6. Matières en suspension (MES)	68
IV.2.7. La demande chimique en oxygène (DCO)	69
IV.2.8. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	70
IV.2.9. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	71
IV.2.10. Nitrite (NO ₂ ⁻).....	72
IV.2.11. Nitrate(NO ₃ ⁻).....	72
IV.2.12. Orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	73
IV.3. performances de la station d'épuration de l'année 2014.....	74
IV.3.1. La température.....	74
IV.3.2. pH	74
IV.3.3. O ₂ dissous	75
IV.3.4. La conductivité	76
IV.3.5. La Turbidité.....	77
IV.3.6. Matières en suspension (MES)	77
IV.3.7. La demande chimique en oxygène (DCO)	78
IV.3.8. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	79
IV.3.9. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	80
IV.3.10. Nitrite (NO ₂ ⁻).....	81
IV.3.11. Nitrate(NO ₃ ⁻).....	82
IV.3.12. Orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	82
IV.4. performances de la station d'épuration de l'année 2015.....	83
IV.4.1. La température.....	83
IV.4.2. Potentiel Hydrogène (pH)	84

IV.4.3. O ₂ dissous	85
IV.4.4. La conductivité	86
IV.4.5. La Turbidité.....	86
IV.4.6. Matières en suspension (MES)	87
IV.4.7. La demande chimique en oxygène (DCO)	88
IV.4.8. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	89
IV.4.9. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	90
IV.4.10. Nitrite (NO ₂ ⁻).....	90
IV.4.11. Nitrate(NO ₃ ⁻).....	91
IV.4.12. Orthophosphates (PO ₄ ⁻³).....	92
IV.4.13. Paramètre de fonctionnement du process	92
IV.4.13.1. Charge Massique.....	93
IV.4.13.2. Charge volumique (Cv).....	95
IV.4.13.3. Temps de séjours Ts.....	97
IV.4.13.1. Indice des boues (IB) ou Indice de Mohlman (IM).....	99
IV.4.13.2. La biodégradabilité (K).....	100
IV.5 Conclusion.....	102
conclusion générale	103

Introduction générale

Les eaux usées issues des industries et des collectivités ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car sans traitement elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Par conséquent, elles devraient être dirigées vers les stations d'épuration qui ont pour rôle de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme d'un résidu, et de rejeter une eau épurée répondant aux normes admises, et cela grâce à des procédés physico-chimiques et biologiques.

En Algérie, peu d'importance est accordée à la couverture des services d'assainissement comparée à la couverture des services d'approvisionnement en eau et encore moins d'importance est accordée à l'épuration [1]. En effet, seules 20 % des eaux usées collectées en Algérie sont traitées, contre une couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85 %, [2]. D'après un rapport publié par l'Office national d'Assainissement (ONA) en 2015, l'Algérie compte 120 stations d'épuration qui produisent un volume de 14,6 millions de mètres cubes par mois d'eaux usées épurée [3]. Toutefois ce volume reste très réduit par rapport aux grandes quantités d'eaux usées produites et qui sont toujours déversées dans les différents milieux naturels [4].

Depuis les années 80, l'Algérie a engagé un vaste programme de réalisation, de stations d'épuration. Cependant, une grande partie de ces stations fonctionne avec des rendements épuratoires souvent faibles si elles ne sont pas déjà à l'arrêt.

La dépollution des eaux usées urbaines nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physique, physico-chimique et biologique. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée. Certains procédés permettent même l'élimination de l'azote et du phosphore. Une grande majorité de ces polluants est transférés de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse [5] Salghi R 2001.

Le procédé d'épuration à boue activée est le procédé le plus utilisé en Algérie pour traiter les eaux usées (EU). Bien que les performances épuratoires et la fiabilité de ce procédé soient approuvées, plusieurs types de dysfonctionnements peuvent apparaître. Le plus fréquent est le développement excessif de bactéries filamenteuses, susceptibles d'entraîner une dégradation de la décantation des boues (consécutive à l'augmentation de l'indice de boue) ou un moussage stable [6].

L'objectif de ce travail consiste à évaluer les performances épuratoires et les rendements de la station d'épuration de la ville de Maghnia en analysant les paramètres suivants: DCO, DBO5, MES, la turbidité, les matières azotées, orthophosphates, le pH et la température, la conductivité, de l'eau.

Ce travail est organisé en quatre chapitres :

- Le premier chapitre traite les généralités sur les eaux usées et étapes du procédé d'épuration à boues activées.
- Le deuxième chapitre est consacré à la description et le fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées de Maghnia.
- Le troisième chapitre traite le matériels et méthodes utilisés.
- Dans le quatrième chapitre on présente tous les résultats de traitement des données obtenus et leur interprétation.
- Enfin une conclusion générale.

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées

I.1. Introduction

Le rejet direct des eaux usées dans le milieu naturel perturbe l'équilibre aquatique en transformant le milieu accepteur en égouts. Cette pollution peut aller jusqu'à la disparition de toute vie. Pour cela, il faut épurer et retirer des eaux usées un maximum de déchets, avant de les rejeter dans l'environnement, pour que leur incidence sur la qualité de l'eau, en tant que milieu naturel aquatique, soit la plus faible possible.

L'épuration consiste à éliminer les plus gros débris organiques ou minéraux, retirer les MES de densité différente de l'eau tels que les grains de sables et les particules minérales, et aussi à éliminer les pollutions résiduelles qui pourraient être gênantes en aval (germes pathogènes, azote, phosphore....etc.)

Elle se fait dans des stations d'épuration qui comportent des installations de traitement des eaux et des dispositifs de traitement des boues produites [7].

I.2. Définition des eaux usées

Les eaux usées, ou les eaux résiduaires, sont des eaux chargées de résidus, solubles ou non provenant de l'activité humaine industrielle ou agricole et parvenant dans les canalisations d'évacuation des eaux usées. Elles représentent, une fraction du volume des ressources en eaux utilisables mais leur qualité très médiocre exige une épuration avant leur rejet dans le milieu naturel **THOMAS O., (1955) [8]**.

Une eau est considérée comme « eau usée » lorsque son état, sa composition sont modifiés par les actions anthropiques dans une mesure telle qu'elle se prête moins facilement à toutes ou certaines des utilisations auxquelles elle peut servir à l'état naturel. Aujourd'hui on parle de plus en plus des notions d'eaux claires.

I.3. Les principaux rejets polluants

Les rejets sont de diverses origines classées en :

I.3.1. Eaux usées domestiques

Ces eaux sont constituées par les eaux usées ménagères provenant des usages domestiques (eaux de bain et de lessive) et les eaux vannes (urines et fèces). En général, ces eaux sont chargées en matières organiques, graisses et produit d'entretiens ménagers. Elles présentent une bonne dérivabilité [9].

I.3.2. Eaux usées industrielles :

Les eaux industrielles ou résiduaire véhiculent souvent des produits chimiques toxiques (arsenic, acide sulfurique, du cyanure et divers métaux lourds). Elles posent à l'heure actuelle de multiples problèmes par leurs risques toxiques chez tous les êtres vivants [10].

I.3.3. Les eaux usées pluviales

Ce sont des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées surtout en début de pluie par deux mécanismes : Le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées

- Les déchets solides ou liquides déposés par temps sec sur ces surfaces sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent
- Par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs des réseaux est lent ce qui favorise le dépôt de matières décantables. Lors d'une précipitation, le flux d'eau plus important permet la remise en suspension de ces dépôts [11].

I.3.4. Les eaux usées agricole

Le secteur agricole reste le plus grand consommateur des ressources en eau [12]. Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures :

- ✓ Apport des eaux de surface de nitrate et de phosphate utilisés comme engrais
- ✓ Apport de pesticides chlorés ou phosphorés de désherbants d'insecticides
- ✓ Apport de sulfate de cuivre de composés arsenicaux destinés à la protection des plantes [13].

I.3.5 Les eaux de drainage

C'est l'eau de lessivage récupérée après irrigation grâce à un système de drainage. Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures :

- ✓ Apport aux eaux de surface de nitrates et de phosphates utilisés comme engrais, par suite de lessivage de terre perméables. Ces composés minéraux favorisent la prolifération des algues (phénomène d'eutrophisation) qui en abaissent la teneur en oxygène des eaux courantes compromettent la vie des poissons et des animaux aquatiques.
- ✓ Apport des pesticides chlorés ou phosphorés, de désherbants, d'insecticides. [13].

I.4. la pollution des eaux usées

La pollution ou la contamination de l'eau peut être définie comme la dégradation de celle-ci en modifiant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques; par des déversements, rejets, dépôts directs ou indirects de corps étrangers ou de matières indésirables telles que les microorganismes, les produits toxiques, les déchets industriels.

Selon leurs natures, on distingue divers types de pollution [14].

I.4.1. Pollution minérale

Elle est constituée essentiellement des métaux lourds en provenance des industries métallurgiques et de traitement de minerais, ex (plomb, du cuivre, du fer, du zinc et du mercure...etc) [15].

I.4.2. la pollution microbiologiques

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes [16].

I.4.3. Pollution chimique

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle. La pollution chimique des eaux est regroupée en deux catégories :

- ✓ Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols..) ;
- ✓ Minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...) [17].

I.4.4. La pollution physique

Résultat de la présence dans l'eau de particules ou de déchets capables de colmater le lit d'un cours d'eau (cas des eaux provenant par exemple des mines, d'usines de défibrage de bois, de tanneries) [18].

I.4.5. Pollution par le phosphore

Le phosphore a pour origine les industries du traitement de surfaces des métaux, les laveries industrielles des fabrications, d'engrais agroalimentaire [19]. Comme l'azote, le

phosphore est un élément nutritif, il est à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques [20].

I.4.6. Pollution par l'azote

Les activités industrielles, peuvent être à l'origine des rejets plus ou moins riche en azote (élément nutritif) issu des fabrications d'engrais, des cokeries, et des industries chimiques et agroalimentaires [20]. L'azote existe sous deux formes: la forme réduite qui regroupe l'azote ammoniacal (NH_3 ou NH_4^+) et l'azote organique (protéine, créatine, acide urique). Plus une forme oxydée en ions nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-).

I.5. les paramètres de pollution

I.5.1. Paramètres organoleptiques

a. Couleur

La couleur des eaux résiduaires industrielles est en général grise, signe de présence de matières organiques dissoutes, de MES, du fer ferrique précipité à l'état d'hydroxyde, du fer ferreux lié à des complexes organiques et de divers colloïdes.

b. Odeur

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur. Toute odeur est pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition [21].

I.5.2. Les paramètres physiques

a. Température

Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O_2) dans l'eau ainsi que, la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques. La température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau [22].

b. La turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous

forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau [23].

c. Les matières en suspension (MES)

Exprimée en mg par litre. Ce sont les matières non dissoute de diamètre supérieur à 1 μ m contenues dans l'eau. Dans le milieu récepteur, les MES peuvent entraîner des perturbations de l'écosystème par une diminution de la clarté de l'eau, limitant la photosynthèse végétale. De plus, ces MES peuvent être de nature organique et entraîner les nuisances associées aux molécules organiques [11].

d. Les matières volatiles en suspension (MVS)

Elles sont recueillies soit par filtration, soit par centrifugation, séchées à 105°C, puis pesées, ce qui fournit la teneur en MES(g/l). Elles sont ensuite chauffées à 500-600°C, les matières volatiles disparaissent, et la perte de poids est attribuée aux MVS (g ou mg/l) [24].

e. Les matières minérales sèches (MMS)

Elles représentent la différence entre les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS) et correspondent à la présence de sel, et de silice .

f. Les matières décantables et non décantables

On distingue les fractions qui décantent en un temps donné (2 heures) suivant les conditions opératoires, et les matières non décantables qui restent dans l'eau et qui vont donc être dirigées vers les procédés biologiques [7].

1.5.3. Paramètres chimiques

a. Potentiel d'hydrogène

Sa valeur détermine un grand nombre d'équilibre physicochimique. la valeur de pH basse ou élevée altère la croissance des microorganismes existant dans l'eau (leur gamme de croissance est comprise entre 5 et 9) [25].

b. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires bien définies

(Rodier, 1996) [19]. Elle est d'autant plus élevée qu'il y'a des corps oxydables dans le milieu. L'oxygène affecte pratiquement la totalité des matières organiques biodégradables et non biodégradables. La DCO est mesuré en mg d'O₂/l [26].

- ✓ DCO = 1.5 à 2 fois DBO pour les eaux usées urbaines ;
- ✓ DCO = 1 à 10 fois DBO pour l'ensemble des eaux résiduaire ;
- ✓ DCO > 2.5 fois DBO pour les eaux usées industrielles [27].

La relation empirique de la matière oxydable en fonction de la DBO₅ et la DCO est donnée par l'équation suivante: $MO = (2 DBO_5 + DCO)/3$

c. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ exprime la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C et à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation par voie aérobie. Pour la mesure, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours ; c'est la DBO₅ [27].

d. La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans les processus d'épuration biologique des eaux. Elle est exprimée par un coefficient K avec $K = DCO/DBO_5$:

- Si $K < 1.5$, cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables ;
- Si $1.5 < K < 2.5$, cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradables.
- Si $2.5 < K < 3$, les matières oxydables sont peu biodégradables.
- Si $K > 3$, les matières oxydables sont non biodégradables.

Un coefficient K très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la croissance bactérienne, tels que : les sels métalliques, les détergents, les phénols, les hydrocarbures... etc. La valeur du coefficient K détermine le choix de la filière de traitement à adopter, si l'effluent est biodégradable on applique un traitement biologique, si non on applique un traitement physico-chimique [28].

e. Carbone total organique (COT)

Détermine des propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatils et du carbone minéral dissous. Sa mesure est réalisée par un analyseur de CO_2 à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon [29].

f. Oxygène dissous

L'oxygène est toujours présent dans l'eau. Sa solubilité est en fonction de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau ; l'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l [30].

g. La conductivité électrique (CE)

La conductivité d'une eau fournit une indication précise sur sa teneur en sels dissous (salinité de l'eau). Elle s'exprime en $\mu\text{Sm}/\text{cm}$ et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en ohm/cm . La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau [31].

h. L'azote

Dans les eaux usées domestiques, l'azote est sous forme organique et ammoniacale, Les formes de l'azote dans les eaux usées sont :

- L'azote total de Kjeldahl (NTK);
- Les nitrates (NO_3^-);
- Et les nitrites (NO_2^-).

En plus de la toxicité de la forme ammoniacale et nitrique, l'azote intervient dans le phénomène de l'eutrophisation.

Donc, sa caractérisation et sa quantification sont primordiales pour les rejets liquides dans le milieu naturel [32].

✓ *L'azote kjeldahl*

L'azote kjeldahl = Azote ammoniacal + azote organique [7].

✓ *L'azote organique*

L'azote contenu dans les déjections animales, et plus généralement dans les matières organiques mortes, est progressivement libéré par l'activité de la microflore aérobie et anaérobie du sol, les acides uriques, les protéines [32].

✓ **L'azote ammoniacal**

L'azote ammoniacal est présent sous deux formes, l'ammoniac NH_3 et l'ammonium NH_4^+ . En milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrite puis en nitrate [32].

i. Le phosphore total

Le phosphore se trouve dans les eaux résiduaires sous formes:

- ✓ d'ortho-phosphate, soluble PO_4H_2 ;
- ✓ de poly-phosphate qui a tendance à s'hydrolyser en ortho-phosphate;
- ✓ de phosphore non dissous [33].

I.5.4. Les paramètres bactériologiques

Les micro-organismes qui se trouvent dans l'eau usée sont à l'origine du traitement biologique. Ils comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Parmi les éléments pathogènes les plus rencontrés, on cite :

a. Virus :

Les virus se trouvent dans les eaux résiduaires à des concentrations de l'ordre de milliers d'unités infectieuses par millilitre d'eau.

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel [34].

Parmi les infections virales d'origine hydrique, on trouve *la poliomyélite*, *l'hépatite A*.

b. Protozoaires :

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. Ils sont présents dans les eaux usées à l'état de kystes.

La principale forme pathogène pour l'homme est *Entamoeba histolytica*, agent responsable de la dysenterie amibienne et *Giardia lamblia* [19].

c. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm .

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries par 100 ml. Parmi les plus communément rencontrées, on trouve les *salmonella* responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux [35].

d. Helminthes

Les helminthes sont rencontrés dans les eaux usées sous forme d'œufs et proviennent des excréments des personnes ou d'animaux infectés et peuvent constituer une source de réinfection par voie orale, respiratoire ou par voie cutanée [36].

La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs par litre. On peut citer, notamment, *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata* [34].

e. Coliformes totaux

Les bactéries coliformes existent dans les matières fécales mais se développent également dans les milieux naturels, les eaux traitées ne doivent pas contenir de coliformes, cependant l'absence de ces derniers ne signifie pas nécessairement, que l'eau présente pas un risque pathogène.

f. Coliformes fécaux

Ils sont capables de se développer à 44°C , et permettent d'estimer le risque épidémiologique dans l'eau. Il faut en tout logique tenir compte de la présence plus ou moins importante de germes pathogènes. La principale bactérie fécale est *Escherichia coli* [37].

g. Les streptocoques fécaux

Ces bactéries appartiennent à la famille des *streptococcaceae*, ce sont des cocci généralement disposés en diplocoques ou en courte chaîne, à gram négatif, asporulantes, immobiles, aérobies facultatifs et possédant un métabolisme fermentatif.

Ces germes colonisent l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Leur présence dans le milieu hydrique prouve une pollution d'origine fécale de l'eau. Cependant, on peut trouver aussi des streptocoques fécaux dans le sol, les plantes et les insectes [38].

I.6. L'équivalent habitant (EH)

Un équivalent habitant correspond à la pollution quotidienne que génère un individu. Chacun est sensé utiliser 180 à 300 l d'eau par jour.

La quantité de pollution journalière produite par un individu est estimée à 57 g de matières oxydables (MO), 90 g de matières en suspension (MES), 15 g de matières azotées (MA), et 4

g de matières phosphorées (MP). Enfin, la concentration des germes est généralement de l'ordre de 1 à 10 milliards de germes pour 100 ml [28].

I.7. Normes internationales

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

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé pour les eaux usées sont représentées dans le tableau suivant:[39].

Tableau I.1: Normes de rejets internationales.

Paramètres	Unité	Normes utilisées (OMS)
PH	-	6,5-8,5
DBO₅	mg/l	<30
DCO	mg/l	<90
MES	mg/l	<20
NH₄⁺	mg/l	<0,5
NO₂	mg/l	1
NO₃	mg/l	<1
P₂O₅	mg/l	<2
Température T	°C	<30
Couleur	-	Incolore
Odeur	-	Inodore

I.8. Normes Algériennes

Les eaux usées se caractérisent par des paramètres physico-chimiques et bactériologiques, qui permettent de déterminer leur éventuelle origine et de connaître l'importance de leur charge polluante. Avant qu'elles ne soient rejetées dans le milieu naturel et ne le dégradent, elles doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre la pollution. Pour cela, elles sont acheminées vers une station d'épuration où elles subissent plusieurs phases de traitement.

Selon les normes Algériennes les valeurs limites maximales de rejet d'effluents sont regroupées dans le tableau I.2.

Tableau I.2 : Les valeurs limitent des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (Journal Officiel de la République Algérienne, 2006).

PARAMÈTRES	UNITÉS	VALEURS LIMITES
Température	°C	30
pH	-	6,5 à 8,5
MES	mg/l	35
DBO5	mg/l	35
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	30
Phosphates	mg/l	02
Phosphore total	mg/l	10
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	03
Cadmium	mg/l	0,2
Fer	mg/l	03
Manganèse	mg/l	01
Mercure total	mg/l	0,01
Nickel total	mg/l	0,5
Plomb total	mg/l	0,5
Cuivre total	mg/l	0,5
Zinc total	mg/l	03
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures totaux	mg/l	10
Indice Phénols	mg/l	0,3
Fluor et composés	mg/l	15
Étain total	mg/l	02
Composés organiques chlorés	mg/l	05
Chrome total	mg/l	0,5
(*) Chrome III +	mg/l	03
(*) Chrome VI +	mg/l	0,1
(*) Solvants organiques	mg/l	20
(*) Chlore actif	mg/l	1,0

(*) PCB	mg/l	0,001
(*) Détergents	mg/l	2
(*) Tensioactifs anioniques	mg/l	10

I.9. Définition de l'épuration

En assainissement, l'épuration constitue le processus visant à rendre aux eaux résiduaires rejetées la qualité répondant aux exigences du milieu récepteur il s'agit donc d'éviter une pollution l'Environnement et non de produire de l'eau potable [40].

I.10. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des eaux Usées

Les paramètres essentiels qui doivent être pris en compte pour le choix d'une technologie de traitement doivent tenir compte :

- Des exigences du milieu récepteur.
- Des caractéristiques des eaux usées, (demande biochimique en oxygène, demande chimique en oxygène, matières en suspension...etc.).
- Des conditions climatiques (température, évaporation, vent, etc.).
- De la disponibilité du site.
- Des conditions économiques (coût de réalisation et d'exploitation).
- Des facilités d'exploitations, de gestion et d'entretien [41].

I.11. Rôle des stations d'épuration

Ce rôle peut être résumé dans les points suivants :

- Traiter les eaux.
- Protéger l'environnement.
- Protéger la santé publique.
- Valoriser éventuellement les eaux épurées et les boues issues du traitement [42].

I.12. procédés d'épuration des eaux usées

I.12.1. Prétraitement

Les dispositifs de prétraitement physique sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre à l'aval. Ils ont pour but d'éliminer les éléments solides ou les particulaires les plus grossiers [30]. Il comporte 4 parties principales :

a. dégrillage

Le dégrillage consiste à séparer les matières les plus volumineuses charriées par l'eau brute, on faisant passer l'effluent d'entrée à travers des barreaux dont l'écartement est bien calculé. L'efficacité du dégrillage est en fonction de l'écartement entre les barreaux de la grille ; on distingue :

- ✓ Pré dégrillage pour écartement 30 à 100mm;
- ✓ Dégrillage moyen pour écartement 10 à 25 mm;
- ✓ Dégrillage fin pour écartement 3 à 10 mm;

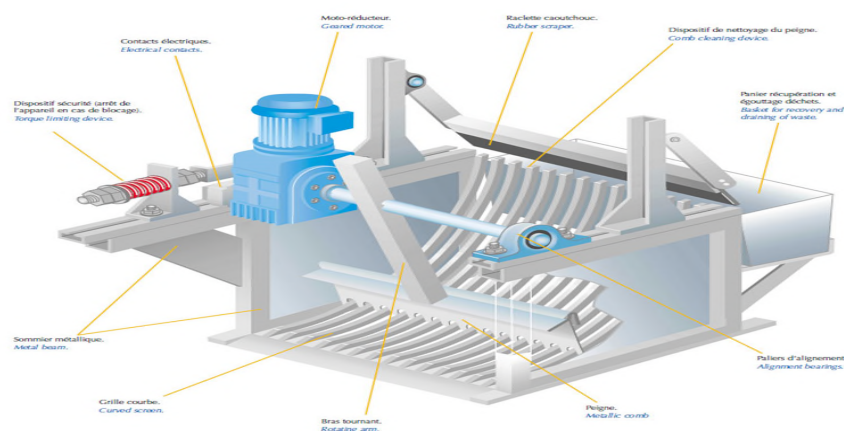


Figure I.1: Schéma d'un dégrilleur [43].

b. Tamisage

Le tamisage est un dégrillage poussé utilisé dans les stations d'épuration industrielles. Il consiste en une filtration sur toile mettant en œuvre des mailles de différentes dimensions. Il existe un macro-tamisage (mailles $> 0.3\text{mm}$) et un tamisage (mailles $< 100\mu\text{m}$) [44].



Figure I.2: Schéma d'un tamisage [45].

c. Le dessablage

Le dessablage consiste à retirer de l'effluent les sables et les particules minérales plus ou moins fines, afin de protéger les conduites et pompes contre la corrosion et éviter même le colmatage des canalisations par les dépôts au cours du traitement. La technique classique du dessableur consiste à faire circuler l'eau dans une chambre de tranquillisation avec une vitesse d'environ de 0.3m/s qui permet le dépôt d'une grande partie des sables [44].



Figure I.3: Schéma d'un dessableur[43].

d. Déshuilage-Dégraissage :

C'est un procédé destiné à éliminer les graisses et les huiles dans les eaux résiduaires. Les huiles et les graisses présentent plusieurs inconvénients pour le traitement tel que :

- ✓ Envahissement des décanteurs;

- ✓ Mauvaise diffusion de l'oxygène dans les décanteurs;
- ✓ Mauvaise sédimentation dans les décanteurs;
- ✓ Risque de bouchage des canalisations et des pompes;
- ✓ Diminution du rendement du traitement qui arrive après [44].



Figure I.4: Schéma d'un déshuileur-dégraisseur [46].

I.12.2. Le traitement primaire (décantation primaire)

Le traitement primaire consiste en une simple décantation. Elle permet d'alléger les traitements biologiques et physico-chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation) [47].

La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1.2m/h, 40 à 60% de MES, soit 40% de MO, 10 à 30 % de virus, 50 à 90% des helminthes et moins de 50% des kystes de protozoaires et entraîne également avec elle une partie des micropolluante.

✓ La décantation physique (naturelle)

La décantation est utilisée dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux, c'est un procédé de séparation des matières en suspension et des colloïdes rassemblés en floc dont la densité est supérieure à celle de l'eau ; elle s'effectue selon un processus dynamique, en assurant la séparation des deux phases solide-liquide de façon continue. Les particules décantées s'accumulent au fond du bassin, d'où on les extrait périodiquement. L'eau récoltée en surface est dite clarifiée. Elle est dirigée vers un autre stade d'épuration [48].

✓ La décantation physico-chimique

Si les particules sont très fines (colloïdales), ils peuvent rester en suspension dans l'eau très longtemps, ces dernières n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour les éliminer, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation qui ont pour but de déstabiliser les particules en suspension et faciliter leur agglomération. Par l'injection des réactifs tels que: (le sulfate d'alumine, le sulfate ferrique) pour coagulation et pour la floculation on trouve: les flocculant minéraux, les flocculant organiques [7].

I.12.3. Le traitement biologiques

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Les microorganismes responsables de l'épuration s'agglomèrent sous forme de floes et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie vitale et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes [49].

Les différents procédés biologiques d'épuration des eaux usées sont :

I.12.3.1. Procédés biologiques extensifs

Ils reposent sur les phénomènes de l'auto-épuration naturelle et ils demandent une faible énergie mais nécessitent, en revanche, de grandes superficies et de longs séjours des eaux usées. Du point de vue économique, ils sont moins coûteux. Ce sont le lagunage, l'épandage, etc.

I.12.3.1.1. Le lagunage (culture libre)

Le lagunage est un système biologique d'épuration qui repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux [50].

➤ Lagunage naturel :

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est 3.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure de bassins est exposée à la lumière ; ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carboné formé par les bactéries ainsi que les sels minéraux dans les eaux usées permettent aux algues de se multiplier, au fond du bassin où la lumière ne pénètre pas; ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique [51].

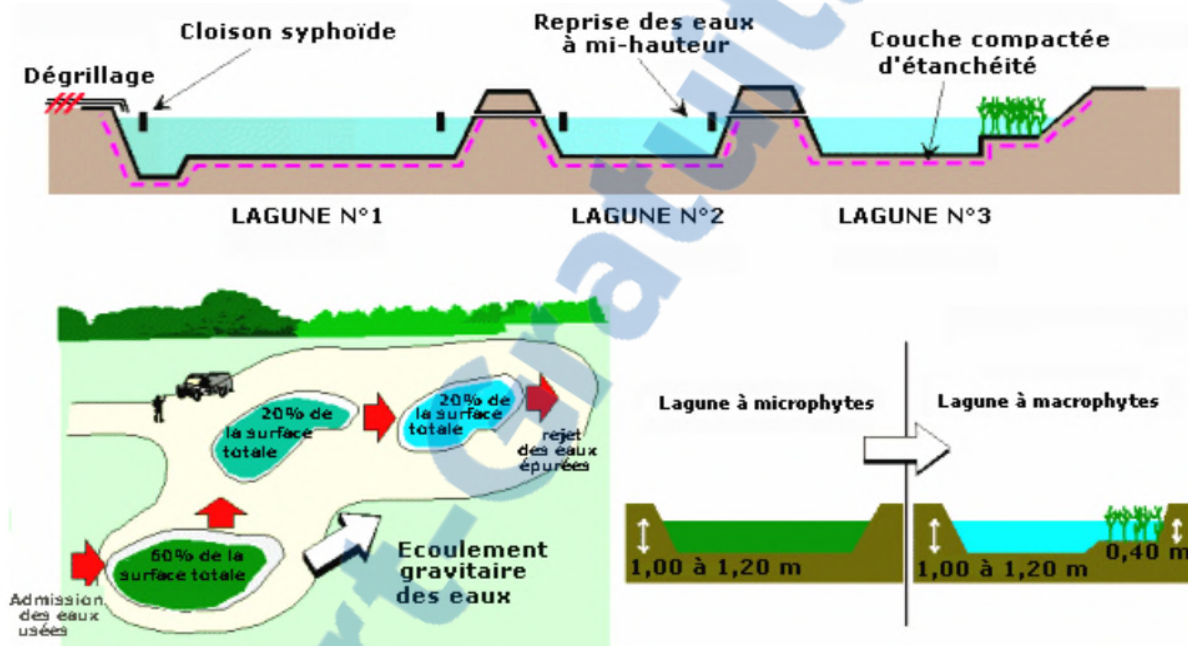


Figure I.5: Lagunage naturel [52].

➤ Lagunage aéré

Il s'agit d'un ou plusieurs bassins de 2 à 4 mètres de profondeur, dans lesquels l'apport d'oxygène est fourni par un système artificiel (aérateurs de surface, diffuseurs d'air)[51].

Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 % à 90 % de la DBO, 20 % à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année[53].

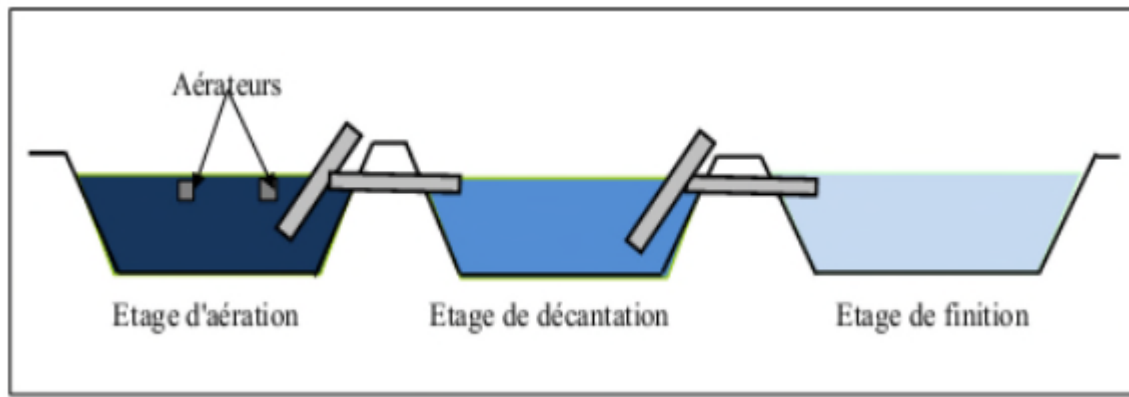


Figure I.6: Le principe d'un lagunage aéré[54].

I.12.3.2. Procédés biologiques intensifs

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel[55].

I.12.3.2.1. Disques biologiques (cultures fixées)

Les disques biologiques ou bio disques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un bio film sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr mn⁻¹. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel[49].

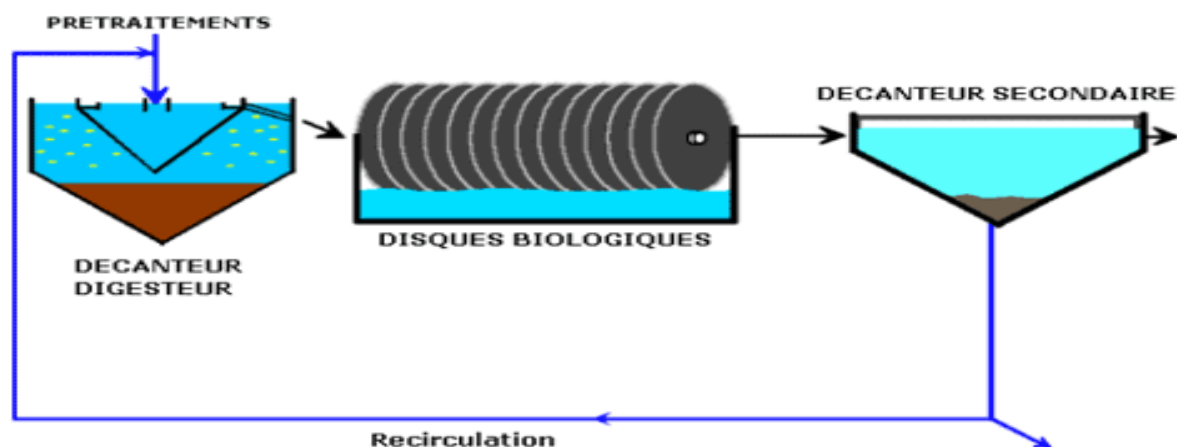


Figure I.7 : Schéma de principe d'une filière type de disques biologiques [52].

I.12.3.2.2. Lits bactériens (cultures fixées):

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux. Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO₅ [7].

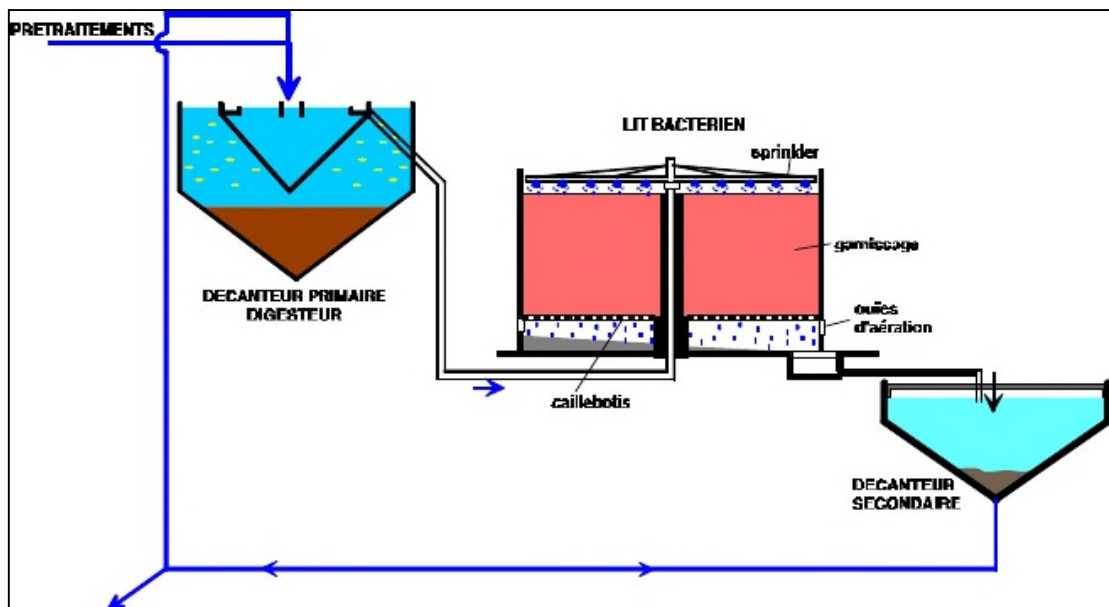


Figure I.8: Lit bactérien [52].

I.12.3.2.3. les boues activées:

I.12.3.2.3.1. Généralités sur les boues activées

Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester et repose sur la constatation suivante: une eau d'égout aérée permet le développement rapide d'une flore bactérienne capable de dégrader des matières organiques polluantes. Dans les conditions idéales d'aération, les micro-organismes d'une eau usée se développent et s'agglomèrent en floccs. Au repos, ces derniers se séparent très bien de la phase liquide par décantation. Le principe du procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un flocc

bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'aération). Afin d'éviter la décantation des floccs dans ce bassin, un brassage vigoureux est nécessaire. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante [56].

I.12.3.2.3.2. Paramètres de fonctionnement des stations à boues activées

Le procédé à boues activées est défini par les paramètres suivants :

- La charge massique ;
- La charge volumique ;
- Age des boues ;
- Indice de Mohlman ;
- Besoin en oxygène ;

a. La charge massique (C_m)

C'est la quantité de DBO_5 (en kg/j) rapportée à la masse de matières en suspension totales contenues dans l'ouvrage de volume V . Elle s'exprime en kg DBO_5 / (kg MEST. j), est parfois rapportée à la masse de micro-organismes ou de matières volatiles sèches (MVS) contenues dans l'ouvrage. Elle s'exprime alors en kg DBO_5 / (j. kg MVS)[57].

$$C_m = \frac{[DBO_5] \cdot Q_j}{V_{ab} \cdot MVS} \dots \dots \dots (I. 1)$$

C_m : kg DBO_5 / kg MES T/j.

V_{ba} (m^3): volume de bassin d'aération.

MVS (kg/m^3): concentration en matière sèche

Q_j (m^3/j): débit journalier d'eaux résiduaires à épurer.

b. La charge volumique (C_v)

Elle correspond à la quantité journalière de DBO_5 (en kg/j) à dégrader dans le volume V (m^3) de l'ouvrage. Elle s'exprime en kg DBO_5 / (j . m^3)[57].

$$C_v = \frac{[DBO_5] \cdot Q_j}{V_{ab}} \dots \dots \dots (I.2)$$

C_v est exprimé en kg DBO_5 / m^3 .j.

c. Age des boues

L'âge des boues est la durée d'aération subie par la boue avant son élimination. L'âge des boues est défini comme étant le rapport entre la masse des boues présentes dans le réacteur.

$$\text{Age} = \frac{C_{b.t}}{C_{b.ex}} = \frac{MES_{AB} V_{AB}}{C_{b.ex}} \dots \dots \dots (I.3)$$

Age: âge des boues (h).

$C_{b.t}$: concentration en solide (ou solide volatil) de la liqueur mixte (mg/l).

$C_{b.ex}$: concentration en solide (ou solide volatil) des boues (mg/l). L'âge des boues est inversement proportionnel à la charge massique.

d. Indice des boues

L'indice de MOHLMAN se définit comme le volume occupé après décantation de 30 minutes d'un échantillon de boues correspondant à 1mg de matières sèche [19].

L'indice de MOHLMAN est représenté par le rapport :

$$IM = \frac{\text{boues décantées en ml/l}}{\text{masse de la matière sèche mg/l}} \dots \dots \dots (I.4)$$

e. Besoins en oxygène

A fin de garantir aux micro-organismes des conditions satisfaisantes de croissance tout en assurant un fonctionnement normal; il faudrait maintenir la concentration en oxygène dans le bassin d'aération supérieur à 0.5 et 2 mg/l en tout temps et quelque soit la charge [58].(Dégrémont, 1972).

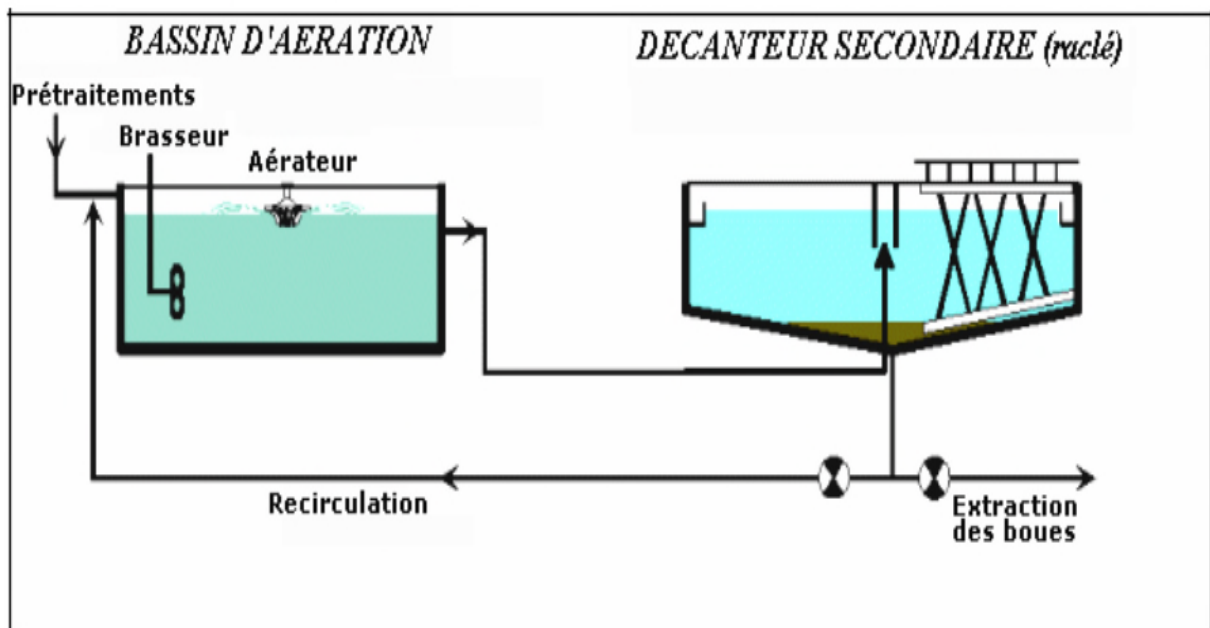


Figure I.9 : Boues activées à faible charge[52]

I.12.3.2.3.3. Paramètres influençant le fonctionnement des bassins d'aération

Le processus aux boues activées peut être influencé par plusieurs facteurs. On se doit de créer des conditions optimales de fonctionnement afin d'obtenir un traitement des eaux usées le plus performant possible [59]. Les paramètres les plus importants et surtout critiques sont les suivants :

a. Inhibitions liées aux paramètres caractéristiques des eaux brutes

Les caractéristiques des eaux usées entrantes à une station d'épuration à boues activées influencent le traitement au sein du bassin d'aération.

➤ Débit d'alimentation

Chaque station d'épuration des eaux usées est développée pour être capable de traiter une certaine quantité de matière organique. Cette quantité ou charge organique est généralement exprimée en kg DBO ou DCO par jour ou en Equivalent Habitant = 1 EH = 54 g DBO où un Equivalent habitant est l'unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour [59].

Il est primordial de respecter la charge maximale et de ne pas la dépasser. Cette charge maximale est la charge prise en compte lors du dimensionnement du réacteur. Il est aussi très important que cette charge soit homogène si l'on veut obtenir un effluent de qualité à tout instant. Les pics de charge doivent impérativement être évités. Lorsque cette charge organique nominale est dépassée, on parle de surcharge du système. Les appareils pour l'aération de l'eau usée ne pourront pas suivre et fournir la quantité d'oxygène nécessaire. Une telle situation a un impact très négatif sur le processus de traitement [59].

Détérioration de la qualité de l'effluent : teneur en O_2 insuffisante pour oxyder/dégrader tous les composés organiques (DBO/DCO).

- ✓ Conditions anaérobies à l'intérieur des boues activées : production microbiologique d'acides gras et de H_2S (= problème d'odeur).

La composition de l'eau usée est également très importante. En général, la culture bactérienne se forme en fonction de la composition de l'eau usée entrante. Les grands

changements dans la composition ou quantité d'eau ne peuvent être traitées de manière optimale.

➤ **pH**

Les valeurs de pH extrêmes (supérieures à 9,5 et inférieures à 2,5) donnent lieu à une forte dégradation de la qualité de la boue. Il est évident que dans de telles conditions de pH, les boues activées subissent de fortes modifications du point de vue physico-chimique et biologique. Plus particulièrement, les plus fortes valeurs de pH donnent lieu à des hydrolyses des constituants organiques des flocons et des polymères extra cellulaires qui changent considérablement les propriétés des boues [59].

Ainsi, une augmentation du pH entraîne un accroissement de la charge négative des flocons et engendre des effets de répulsion plus intenses entre particules, contribuant fortement à créer une résistance à l'écoulement. D'autre part, aux plus forts pH, la matrice des flocons est plus étendue et par conséquent, les interactions entre flocons sont plus marquées et la viscosité augmente [59].

Température

La température de l'eau usée a une influence majeure sur le taux de biodégradation dans le bassin d'aération (conversion en CO₂, H₂O et composés minéraux). Plus la température est élevée, plus le processus de biodégradation est rapide (plus 10°C = vitesse de réaction x 2)[59].

Les systèmes aux boues activées opèrent normalement sous une température de 5 à 35 °C (température mésophile). La température dans un tel système, détermine le taux et la vitesse des réactions de dégradation biochimique. Plus la température est importante, plus les réactions sont rapides :

- Dégradation du substrat;
- Accroissement de la biomasse;
- Nitrification/dénitrification.

En résumé : Une station d'épuration travaille plus efficacement à une haute température.

Les réactions de nitrification sont particulièrement influencées par la température. Le taux de nitrification diminue considérablement lorsque la température descend en dessous de 20°C et

est pratiquement nul si une température de 10°C est atteinte. Les réactions de dénitrification dépendent un peu moins de la température [59].

Nutriments

L'azote et le phosphore sont des nutriments essentiels qui doivent être présent dans l'influent selon un rapport bien défini. Si la concentration de P et N est trop basse, cela va influencer négativement l'activité et la capacité de sédimentation des boues (structure en flocons).

Les micro-organismes ont aussi besoin de micronutriments outre Net P. En littérature, on parle de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Cr et Co comme les micronutriments les plus importants.

Si les nutriments ne sont pas disponibles en quantité suffisante dans l'eau usée brute, ils doivent être ajoutés. Cela implique l'ajout de N et P en premier lieu, mais il est aussi possible que d'autres éléments soient dosés dans l'eau usée (en particulier pour le traitement de condensats).

Si un déficit de N et P dure trop longtemps (>4 jours), l'activité des boues peut se trouver réduite considérablement. De plus, la structure cellulaire des boues est fragilisée. Il y a donc de grandes chances que l'effluent soit moins clair en sortie du traitement.

➤ Composés toxiques

Dans certaines circonstances, l'efficacité d'un système aux boues activées peut soudainement diminuer, et dans le pire cas, être nulle. Des composés toxiques présents dans l'influent sont normalement à l'origine de ce phénomène. Une fois dans le bioréacteur, ces substances inhibitrices ont un effet négatif sur l'activité biologique.

Exemples d'inhibition : toxicité due aux métaux lourds, empoisonnement par des composés organiques particuliers (phénols, détergents cationiques, antibiotiques, etc.), présence d'oxydants forts, etc.

L'effet de toxicité sur un procédé de traitement des eaux usées peut être divisé en 3 catégories:

- Inhibition de l'activité : la population microbiologique travaille encore, mais à un moins bon rendement qu'à l'habitude.

- Arrêt total de l'activité microbienne : toutes les bactéries meurent, ou sont « capturées » dans un état végétatif statique, dans lequel elles sont métaboliquement inactives. Dans certains cas, l'activité biologique peut reprendre une fois les composés toxiques supprimés du bioréacteur.
- La troisième catégorie est une forme de toxicité plus spécifique. L'activité générale n'est pas affectée, seule la dégradation d'une certaine sorte de substrat est inhibée. Ce problème est souvent rencontré dans des systèmes où des composés xénobiotiques sont dégradés par co-métabolisme.

Afin d'évaluer l'impact d'une inhibition sur un procédé de boues activées, il est important de connaître les mécanismes à l'origine de la toxicité de certaines substances. Les composés cellulaires et processus suivant sont sensibles aux effets toxiques :

- L'enveloppe cellulaire d'une bactérie peut être complètement détruite par les métaux lourds, phénols, détergents, ammonium quaternaire ou certains alcools.
- Le changement de structure de certaines protéines/enzymes, avec comme résultat une perte de fonction cellulaire. Ceci peut être causé par des halogènes, phénols et autres alcools.
- Interférence avec l'activité intracellulaire des enzymes peuvent ralentir voire stopper le métabolisme. Les composés toxiques produisant cet effet sont : la cyanite, les oxydants forts (chlore, hypochlorite, etc.), phénols, métaux et métalloïdes.
- Interférence avec la production d'acides nucléiques (= ADN et ARN) peuvent inhiber la reproduction bactérienne (= division cellulaire). Les métaux lourds génèrent ces effets toxiques.

b. Problèmes biologiques

➤ Inhibition par les bactéries filamenteuses

Les bactéries filamenteuses, de même que les bactéries floconneuses, contribuent au procédé de traitement des eaux usées. Cependant, une croissance massive des microorganismes filamenteux conduit à la détérioration des propriétés de décantation et déshydratation de la boue. Un amas de filaments se crée et la migration des particules de boues jusqu'au fond du bassin est sérieusement contrariée. En d'autres termes, les filaments peuvent être à l'origine d'une mauvaise sédimentation des boues.

La taille de la population en micro-organismes filamenteux dans un système de boues activées peut varier grandement et est souvent reflétée par l'index en filament (= FI). Cet index part de 0 (= absence presque totale de filaments) et termine à 5 (très grand excès de filament). La différence de quantité de filaments entre 2 niveaux FI successifs correspond à peu près à un facteur 10. L'utilisation de l'index de filament induit une certaine expérience et interprétation de chercheur/opérateur.

Remarque : De grandes quantités de bactéries filamenteuses dans la boue activée ont aussi un effet négatif sur l'efficacité de l'aération.

➤ **Inhibition par les mousses**

Les mousses sont des végétaux acotylédones cellulaires, à tige simple ou composé, à racines ramifiées et composés d'une seule série de cellules allongées, à feuilles insérées horizontalement et disposés en spirales.

Les mousses forment des amas de flottants très stables de couleur marron clair à foncé et de structure visqueuse. Leur densité tend à s'accroître progressivement au cours du temps.

Ces mousses sont peu déstructurées par une agitation de surface et reforment rapidement un tapis uniforme en absence d'agitation. Les bulles de gaz favorisent la flottation. Ces flottants constituent un milieu favorable au développement privilégié de certaines bactéries filamenteuses responsables de moussage .

L'apparition d'une petite quantité de mousse dans une station d'épuration est plutôt normale, même quand le système fonctionne normalement. Cependant, si cette mousse est en abondance à la surface des bassins d'aération et de clarification ce n'est pas normal. Ce moussage extrême peut être expliqué par plusieurs phénomènes :

- Présence de fortes concentrations en détergents et matières grasses;
- pH trop haut ou trop bas;
- Manque d'oxygène;
- Manque de nutriments;
- Boue trop vieille.

Dans certains cas extrêmes, les mousses peuvent représenter jusqu'à 1/3 de la biomasse totale, avec des concentrations en matières sèches pouvant atteindre 100 g/l, voire des hauteurs dépassant un mètre. Les paramètres de fonctionnement (charge massique) et

d'exploitation de la station sont alors fortement dégradés par cette situation (diminution du transfert d'oxygène).

c. Problèmes mécaniques

✓ Problèmes d'aération

L'apport d'oxygène est indispensable pour oxyder la matière organique et l'ammonium grâce à la biomasse présente. Un manque d'oxygène influence immédiatement l'efficacité d'abattement. L'oxygène doit être fourni sous forme dissoute, d'où le terme oxygène dissous (OD).

Une concentration OD minimale entre 1 et 2 mg O₂/L doit être conservée dans le bassin d'aération.

L'approvisionnement en O₂ peut être effectué à l'aide d'aérateurs de surface (amène l'eau en contact avec l'air environnant), d'une aération à fines bulles (injection de petites bulles d'air dans l'eau) ou d'un aérateur immergé. Il arrive parfois que l'oxygène pur soit utilisé pour l'aération de station d'épuration.

L'aération consiste en 2 procédés de base :

- **Processus physique** : l'oxygène est dans l'eau et ensuite transporté vers les flocons de boue (diffusion et turbulence);
- **Processus biochimique** : avant que l'oxygène puisse être utilisé par les cellules organiques, les molécules d'O₂ doivent être diffusées à travers la membrane cellulaire.

Evidemment, le transfert d'oxygène dans un système biologique est influencé par de nombreux facteurs : composition de l'eau usée, température, type d'aération, caractéristiques des boues et configuration du réacteur.

Une déficience en oxygène dans une station d'épuration peut être causée par des facteurs biochimiques ainsi que physiques (dysfonctionnement du système d'aération).

Les principaux facteurs biochimiques induisant un déficit en OD et par conséquent un mauvais fonctionnement du réacteur biologique sont :

- Une surcharge organique : charge supérieure à la charge maximale définie;
- Un excès de matières grasses, huiles ou autres surfactants dans le bioréacteur;

- Une Concentration en boue trop importante : impact négatif sur le taux de transfert d'oxygène et augmentation de la respiration endogène;
- Amas volumineux de boue : boue filamenteuse (*Nocardia*);
- Les problèmes du système d'aération;

Un manque prolongé d'oxygène peut conduire à :

- la diminution de l'efficacité d'abattement;
- la formation d'une biomasse filamenteuse, donc moins bonne décantation ;
- la nuisance olfactive, due à la formation d'acides volatils et H_2S dans des conditions anaérobies;
- l'arrêt total des réactions de nitrification (= oxydation de $N-NH_4$) et donc plus de suppression d'azote.

Des concentrations d'oxygène trop élevées n'influencent pas directement l'efficacité d'abattement, mais les concentrations de $O.D > 5 \text{ mg } O_2/L$ doivent être évitées car :

- Gaspillage d'énergie.
- Plus petits flocons (= mauvaise décantation /effluent turbide).
- Peut être à l'origine de la formation de filaments.

✓ **Dysfonctionnement lié aux agitateurs**

Un dysfonctionnement des agitateurs (panne, puissance spécifique insuffisante) peut induire la formation de dépôts en fond d'ouvrage et créer des zones d'anaérobie favorables au développement de populations de bactéries filamenteuses (aération moindre, septicité).

Lors de sa mise en place à la construction, une mauvaise position de l'agitateur au sein du bassin (angle, positionnement/muret, hauteur d'immersion...) ou la présence d'un obstacle (guides latéraux des raquettes de diffuseurs surdimensionnés, canaux traversiers...) devant celui-ci pénalisera fortement son efficacité et peut créer des mouvements hydrauliques contraires à ceux recherchés (spiral-flow).

De plus, l'observation visuelle des remontées de bulles (en insufflation d'air) permet d'appréhender l'existence de spiral-flow entre l'agitateur et la première raquette de diffuseurs. L'observation d'un contre-courant de surface au devant de l'agitateur, aération et agitation en marche, ou la présence continue de mousse stable en certains points du bassin, laissent supposer un mauvais fonctionnement hydraulique.

De même, l'arrivée des bulles d'air dans la zone de balayage des pales témoigne d'une mauvaise implantation de l'appareil [59].

I.12.4. Décantation secondaire

Le clarificateur est un bassin circulaire, équipé d'un point racleur. La liqueur mixte, venant des bassins biologiques via la deuxième chambre de répartition est séparée en eau épurée et boues biologiques par décantation. Les boues décantées sont siphonnées par une pompe à vide, une partie sera acheminée vers la première chambre du répartiteur assurant la recirculation des boues contenant la culture bactérienne épuratrice. Afin de maintenir la concentration en biomasse nécessaire dans ce bassin, l'autre partie sera transmise au flotateur [60].



Figure I.10: décanteur secondaire «clarificateur»

1.12.5. Le traitement tertiaire

Certains rejets d'eaux traitées sont soumis à des réglementations spécifiques concernant l'élimination d'azote, de phosphore ou des germes pathogènes, qui nécessitent la mise en œuvre de traitements tertiaires [61]. Il regroupe toutes les opérations physiques et chimiques qui complètent les traitements primaires et secondaires.

a. L'élimination de l'azote

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20 % de l'azote présent dans les eaux usées, par les traitements de nitrification – dénitrification. Pour satisfaire aux normes

de rejet en zones sensibles, des procédés physiques et physico-chimiques complémentaires permettent l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, "strippage" de l'ammoniaque, mais ces traitement ne sont pas utilisés dans le traitement des eaux résiduaires urbaines, pour des raisons de rendement et de coût [61].

L'élimination de l'azote se fait généralement selon un processus biologique en deux étapes importantes.

- **La nitrification** : La nitrification est un processus se déroulant sous l'action de certains micro-organismes spécifiques et qui conduit à la transformation de l'ammoniac (ou de l'ammonium) en nitrate en 2 étapes : - Nitrosation : sous l'action de bactéries nitreuses aérobies (Nitrosomonas) . - Nitrification : par les bactéries nitrifiantes aérobies (Nitrobacter). La nitrification est une des étapes du traitement d'une eau usée qui vise la transformation de l'ammonium (NH_4) en nitrate (NO_3). Cette transformation est réalisée par des bactéries, en milieu aérobie.
- **La dénitrification** : est un processus anaérobie par lequel les nitrates sont réduits en azote et en oxydes d'azote. Les micro-organismes utilisent les nitrates comme source d'oxydante à la place de l'oxygène et en présence d'une source d'un carbone organique qui doit être apportée dans le milieu [54].

b. L'élimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou "déphosphatation", peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les traitements physico-chimiques, l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation. Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent entre 80 % et 90 % du phosphore, mais engendrent une importante production de boues [62].

c. Elimination et traitement des odeurs :

Les eaux usées, chargées en matières organiques particulières et dissoutes, peuvent induire directement ou indirectement, par l'intermédiaire de leurs sous-produits d'épuration (graisses, boues), la formation d'odeurs désagréables suivant un processus de fermentation. Les odeurs provenant des STEP sont dues aux gaz, aérosols ou vapeurs émises par certains produits contenus dans les eaux usées ou dans les composés se formant au cours des différentes phases de traitement.

Les sources les plus importantes d'odeurs sont :

- Les prétraitements
- Les boues et leur traitement.

Pour éviter ces nuisances, les ouvrages sensibles seront couverts et munis d'un système de ventilation ainsi que d'une unité de traitement biologique des odeurs.

On distingue généralement deux types de traitement biologique des odeurs : les bio-filtres et les bio-laveurs. Dans les premiers, la biomasse est supportée par un plancher spécifique et l'air traverse le massif (souvent de la tourbe). Les seconds réalisent un deuxième filtre grâce à une suspension. La biomasse est libre, et l'épuration se produit dans un réacteur [7].

d. La désinfection

Un abaissement de la teneur des germes, parfois exigé pour les rejets dans des zones spécifiques (zones de baignade, zones de conchylicoles) ou dans le cadre d'une réutilisation, il sera réalisé par des traitements de désinfection chimique par:

- **Le chlore** : est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec le micro-organisme. Les composés utilisés dans le traitement des eaux usées sont: le chlore gazeux (Cl_2), l'hypochlorite de sodium (NaClO) appelé communément "eau de Javel", l'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), le chlore de chaux ($\text{CaCl}_2\text{OCl}_2$) et le chlorite de sodium (NaClO_2).
- **L'ozone (O_3)** : est un oxydant puissant, la désinfection par l' O_3 est utilisée aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen Orient essentiellement. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus. Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité

Il existe aussi des traitements physiques tel que:

- **Les rayons ultraviolets** : qui consistent à utiliser des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées.
- **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. 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 du niveau d'oxydation de l'eau filtrée [62].

I.12.6. Le traitement des boues

Les boues constituant le résidu principal des stations d'épuration. Le traitement des boues représente 30% de l'investissement dans la construction d'une station d'épuration.

Le traitement des boues a pour objectifs de :

- réduire la fraction organique afin de diminuer leur pouvoir fermentescible et les risques de contamination (stabilisation) ;
- diminuer leur volume total afin de réduire leur coût d'évacuation (déshydratation)[47].

I.13. Conclusion

Dans ce chapitre on a présenté une petite généralité sur les eaux usées, quelle est l'origine des eaux usées et la composition de ces eaux, et on a cité les différentes étapes de traitement des eaux usées dans une station d'épuration et on a précisé aussi quelque types de traitement des eaux par exemple : boues activé, lit bactérienne, biodisque et lagunage naturelle.

Chapitre II

*Description de la station
d'épuration de Maghnia*

II.1. Introduction

La station d'épuration de la ville de Maghnia se situe à 5 km au nord-ouest de Maghnia, elle est délimitée par le barrage de Boughrara à l'aval et par et par l'oued où les rejet des eaux industrielles et urbains sont déversés en amont de la station d'épuration, mise en service depuis 1999, gérée et exploitée actuellement par l'office national de l'assainissement. la station d'épuration de Maghnia fait 11 hectares de superficie.



Figure II.1: Vue de la station d'épuration de Maghnia.

II.2. Principe de fonctionnement de STEP de Maghnia

II.2.1. Données de base

La station d'épuration a été dimensionnée sur les bases suivantes :

- Type de réseau : unitaire;
- Nature des eaux brutes : domestiques;
- Population : 150.000 hab ;

- Débit moyen journalier : 29 400 m³/j ;
- Débit à déverser en cas de pluies 30312 m³/h ;
- Débit moyen horaire : 1225 m³/h ;
- Coefficient de pointe : 1,7 ;
- débit de pointe : 3266 m³/h. ;
- DBO5: 9614 kg/j;
- MES: 17 640 kg/j;
- NH4 à nitrifier 1880 Kg/j [63].

II.2.2. L'origine d'eau brute

Les eaux brutes sont celles provenant de la ville de Maghnia amenées par les drains collecteurs .Le premier ouvrage est un déversoir d'orage n'acceptant à la station que 3266 m³ /h. La fraction supérieure à ce débit déborde et rejoint l'Oued émissaire via le by-pass général de la station [63].

II.2.3. Les installations de la STEP

La STEP de Maghnia est équipé par deux filières : une pour les eaux usées et l'autre pour les boues :

II.2.3.1. Description des ouvrages de traitement de la filière Eaux

La station fonctionne sur la base d'un procédé à boue activé avec aération prolongée à l'aide d'aérateur de surface a vitesse lente, l'eau entrant a la station passe en premier lieu par :

II.2.3.1.1. Le déversoir d'orage

Un déversoir d'orage installé à l'amont de la STEP déverse le surplus de débit admissible dans le by-pass général de la STEP .La hauteur de la lame de débordement sera adaptée pour accepter au traitement 3266m³/h [63].



Figure II.2: Déversoir d'orage.

II.2.3.1.2.Prétraitement

a. Grille grossière

l'eau usée passe d'abord à travers une grille grossière de façon à la débarrasser de ses plus importants éléments en suspension. les éléments d'une taille supérieure à 5 cm seront retenus et évacués dans les "refus de grille".



Figure II.3: Grille grossière manuelle (1unité).

b. Relevage

Il est assuré grâce à la présence de 4 vis d'archimède avec:

- ✓ Un débit nominal de $1300 \text{ m}^3/\text{h}$.
- ✓ Une puissance nominal: 18 kW



Figure II.4 : bâtiment de relevage.

c. dégrillage fine :

En suite, un dégrillage automatique fin est installé, dont la largeur entre deux barreaux de la grille est de 20 mm. la puissance du moteur (tri 320 v- 50 HZ, classe F-IP54-DOL) est de 0.37 kW.



Figure II.5. Grilles mécaniques.

d. Grille manuelle De By-Pass (1unité)

En cas de dysfonctionnement, un dégrilleur manuel (grille de by-pass) est installé en parallèle et peut retenir des éléments de diamètre supérieur à 3 cm [63].



Figure II.6. Grille manuelle.

Tableau II.1: Caractéristiques des grilles utilisées au niveau du prétraitement.

caractéristiques	Grille grossière	Grille fin	Grille de by-pass
Nb d'unités	1	2	1
Nettoyage	manuel	Mécanique	manuel
Largeur (m)	1,30	1,00	1,00
Profondeur du chenal (m)	-	1,50	1,00
Inclination	10°		
Forme des barreaux	Rectangle	Rectangle	Rectangle
Epaisseur des barreaux (mm)	10	10	10
Espacement des barreaux (mm)	50	20	30
Matériau	Aluminium	Aluminium	Aluminium

e. Refus de dégrillage

Un détecteur de niveau est installé à l'amont de la grille grossière, il déclenche une alarme sonore en cas de niveau d'eau trop haut (colmatage). Il est installé à l'aval du déversoir d'orage. le refus résultant sont déposés dans une remis d'égouttage.

Chaque grille mécanisée dépose ces refus sur une bande transporteuse élevant ces derniers dans un conteneur drainé. le fonctionnement de cette bande est asservi à celui des grilles + (temporisation pour l'arrêt). alors, le détecteur de niveau installé à l'amont de chaque grille déclenche le mécanisme en cas de niveau d'eau trop haut [63].

**Figure II.7:** la bande de transport des refus de dégrillage.

f. Dessableur–Déshuileur (2unités)

Le chenal de fuite des grilles est équipé de glissières destinées à recevoir des batardeaux ayant pour but l'isolement d'un ou de deux dessableurs. Dans ce cas, un trop-plein de sécurité est prévu à l'aval des grilles. ce trop-plein est mis en communication avec by-pass général de la STEP.

Le dessableur est de type longitudinal à deux compartiments. il est constitué d'un chenal en béton de forme trapézoïdal et ayant une longueur de 26 m et une largeur de 4 m, équipé d'un groupe motoréducteur de translation de 0.37 kW ainsi que d'un arrêt d'urgence du "coup de poing".

Une pompe "air-lift" embarquée avec un group moto-surpresseur de 4 kW assurant l'évacuation du sable déposé vers un lit de séchage. ces appareille sont doublés d'une pompe submersible à effet vortex.

Une lame d'écumage réglable, embraquée également, permet l'évacuation de flottants via un déversoir d'extrémité. le puisard de flottants est équipé d' un groupe motoréducteur de vidange de 10 m³/h sous 10 mCE.

Le débordement en fin d'ouvrage se fait sur un déversoir d'extrémité en paroi mince. L'effluent collecté dans un puisard d'extrémité est évacué gravitairement vers la suit de traitement.

La flottation des huiles et le maintien en suspension des matières organiques sont assurés par de l'air insufflé dans les dessableurs via des rampes poreuses de type incolmatable à grosses bulles. les tuyauteries sont exécutées en acier galvanisé.

La production d'air est assurée par deux surpresseurs rots (1en marche + 1pour secours) de 580m³/h sous 4 mCE chacun [63].

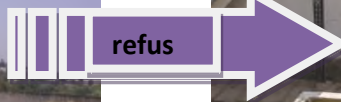


Figure II.8. Dessableur-déshuileur

Figure II.9. lit de séchage

II.2.3.1.3. traitement biologique :

a. Transport :

Les eaux en provenance des déssableur –déshuileurs sont transportées graviterement par un chenal vers les bassins d'aération. En cas de by-pass de la partie –biologique du traitement, ce chenal est également muni d'un trop-plein de sécurité en communication avec le by-pass général de la STEP [63].

b. Bassin d'aération (4unités) :

les bassins de dénitrification et d'aération sont accolés les uns aux autres pour donner un ouvrage ayant une longueur de 64 m et une largeur de 63,5 m.

les bassins d'aération sont menu de:

- ✓ 4 vis d'Archimède au débit unitaire de 1300 m³/h (du type contre épuisante);
- ✓ 4 mélangeurs submersibles de 4 kW(y compris le système de relevage);
- ✓ 4 déversoirs;
- ✓ 12 aérateurs de surface;
- ✓ 4 sondes de mesure de l'oxygène dissous [63].



Figure II.10: Bassins d'aérations

Tableau II.2: caractéristiques du bassin d'aération.

Caractéristiques	Bassin d'aération	Bassin de dénitrification
Volume (m ³)	2723	725
Forme	Rectangulaire	Rectangulaire
Longueur (m)	55,50	18,50
Largeur (m)	18,50	8
Hauteur de béton (m)	5,60	5,60
Hauteur d'eau (m)	4,60	4,60

➤ **Fonctionnement au niveau des bassins :**

La nitrification a lieu dans n'importe quel type biologique pourvu que la température et la teneur en oxygène soient suffisamment élevées. Dans le système prévu, la boue d'un âge suffisant dégrade la DBO et nitrifie l'azote. La nitrification si elle n'est pas suivie d'une dénitrification volontaire peut parfois entraîner de sérieux inconvénients.

Les eaux prétraitées arrivent dans un chenal de répartition aboutissant en tête des bassins de dénitrification. Ce chenal est équipé de 4 pelles d'étangs inversées permettant d'ajuster le débit nominal de chaque ligne de traitement et d'en assurer l'équipartition. En cas de fausse manœuvre (vanne fermée). Le débit peut passer en surverse de pelles d'étangs évitant ainsi tout risque de débordement sur le sol. Les vis d'Archimède localisées à l'aval de chaque bassin d'aération renvoient en tête de la cellule de dénitrification la liqueur mixte. Un chenal en béton est prévu à cet effet. Le fonctionnement des vis est asservi à un jeu de minuterie définissant la cadence de fonctionnement et de ce fait, le taux de Recirculation. La bache de dénitrification est munie d'un baffle longitudinal (réalisé en béton armé) et circuler les eaux dans cet ensemble à une vitesse de l'ordre de 20cm/sec évitant ainsi les dépôts de boues.

Au niveau des bassins d'aération, le brassage et l'oxygénation de la liqueur mixte sont assurés par des aérateurs de surface à rotation lente installée sur des passerelles. La liqueur mixte est évacuée dans une goulotte de collecte via une lame de débordement et cloison siphonée réalisée en béton, vers les décanteurs.

Le fonctionnement des aérateurs est piloté par une chaîne de mesure d'oxygène dissous dans l'eau. Les sondes sont équipées d'un système de rinçage par jet d'eau et détergent dilué.

En cas de surcharge de l'installation un des bassins peut être utilisé pour la stabilisation aérobie des boues en excès.

Après stabilisation les boues, elles sont évacuées vers l'épaississeur au moyen de deux pompes submersibles installées dans le bassin d'aération destiné à venir éventuellement bassin de stabilisation. Les coins à l'aval de chaque ouvrage sont dotés de rampe d'arrosage pour lutter contre les mousses [63].

c. Tour de répartition :

La liqueur mixte en provenance des quatre bassins d'aération est transportée gravitairement vers une chambre de répartition divisant les eaux vers les deux décanteurs [63].

II.2.3.1.4. Décanteur Secondaire (02 unités)

Après le traitement biologique, l'eau arrive au clarificateur au niveau duquel les particules des boues sont séparées de l'eau et se déposent au centre. la forme conique du compartiment de précipitation.

Chaque décanteur est de forme circulaire de :

- Diamètre 46.00 m ;

- Surface 1661 m² ;
- Profondeur d'eau 04.00 m en périphérie ;
- Le pont est réalisé à partir de profilés en acier ;
- Vitesse de rotation du pont 0.04m/s.

Les eaux clarifiées sont ensuite envoyées vers le poste de désinfection.

Les flottants sont récoltés dans un puisard annexe à chaque ouvrage, ils sont équipés d'une pompe refoulant de liquide en tête de la station [63].



Figure II.11: Décanteurs secondaires.

e. Puisard à boues

Le puisard à boues est en communication hydraulique avec deux décanteur par l'intermédiaire de tuyauterie à boues installé sous les ouvrage et de tubes télescopiques longés dans le puisard. les boues sont relevées au moyen de trois vis d'archimède (débit nominal: 1300 m/h).

Les boues de recirculation rejoignent la tête des bassins d'aération par un chenal équipé d'un jaugeur venturi muni d'une échelle graduée en m/h [63].



Figure II.12 : vis de recirculation de boue.

II.2.3.1.5. Bassin de chloration

La désinfection des eaux traitées consiste à détruire les germes pathogènes de l'effluent. Elle s'effectue à partir de chlore introduit dans une cuve en béton de 700 m de capacité, le temps de contact est donc supérieur à 30 mn au débit moyen [63].



Figure II.13: Canal déversoir du rejet du bassin de chloration.

II.2.3.2. Description des ouvrages de traitement de la filière boues

Ce procédé est réalisé selon les étapes suivantes:

II.2.3.2.1. Epaississeur

Les boues en excès sont dirigées vers l'épaississeur

- ✓ Diamètre 14.00m ;
- ✓ Hauteur 4.00m ;
- ✓ Pente 1/10.

Les boues épaissies sont reprises par pompage et expédiées vers les lits de séchage [63].



Figure II.14. Epaisseur de boue.

II.2.3.2.2. Lits de séchage (14)

- ✓ Longueur 30.00m ;
- ✓ Largeur 15.00m ;
- ✓ Surface 450.00m.

Chaque lit est équipé d'une vanne d'alimentation à passage directe et d'un jeu batardeau faisant office de déversoir des eaux surnageâtes [63].



Figure II.15. Lits de séchages

II.3. Rendement de la station

Les analyse effectuées au niveau de l'entrée et à la sortie de la station donnent de bons Résultats, ce qui indique que l'eau rejetée a des caractéristiques physiques et chimiques dans les normes de rejets, et le rendement qualitatif de la STEP varie entre 93,7% DBO₅ et 95,6% pour les MES [63].

II.4. Conclusion

Ce chapitre nous a permis de donner une description détaillée de la station d'épuration de Maghnia et les conditions de fonctionnement de cette dernière ainsi que des différents procédés de traitement des eaux usées, à savoir: les prétraitements, traitement biologique et décantation. et d'autre part, le traitement des boues; l'épaississeur et les lits de séchages.

Chapitre III

Matériels et méthodes

III.1. Introduction

Dans toute station d'épuration des eaux usées il est nécessaire d'effectuer des analyses de l'eau brute (l'entrée) et de l'eau traitée (la sortie) afin de déterminer les différents paramètres physicochimiques et bactériologiques permettant d'évaluer le niveau de pollution dans chaque phase de traitement et le rendement d'élimination des pollutions pour donner une bonne appréciation des performances épuratoires de la STEP. Nous avons suivi les paramètres suivants : T° , pH, CE, turbidité, DBO_5 , DCO, O_2 dissous, MES, NO_2^- , NO_3^- , NH_4 , et PO_4^{3-} .

III.2. Prélèvement et échantillonnage

Les analyses sur lesquelles on va parler dans cette partie concernent les effluents d'eau usée de la station de Maghnia. chaque heure, un certain volume d'eau usée est prélevé, à l'entrée de la STEP ainsi qu'à la sortie. ceci est effectué 8 fois par jour pour avoir enfin l'échantillon final à analyser qui se compose du mélange des volumes prélevés.

les échantillons doivent être analysés dans un délai de 24 h au maximum, afin d'éviter toute modification des concentrations de l'échantillon. Ainsi, ils doivent être conservés à une température de $4^\circ C$.



Figure III.1: prélèvement a l'entrée.



Figure III.2: prélèvement à la sortie.

III.3. Analyses physico-chimiques



Figure III.3: laboratoire de Maghnia

III.3.1. Température

La température est un paramètre physique de l'eau jouant un grand rôle dans la solubilité des gaz dans l'eau et sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques.

La mesure de la température a été effectuée par l'utilisation d'une sonde thermométrique qui est plongée soigneusement dans la prise d'essai. La lecture est faite après stabilisation du thermomètre [63].

III.3.2. pH

Le pH est une des caractéristiques fondamentales de l'eau. Il donne une indication de l'acidité d'une substance. Il est déterminé à partir de la quantité d'ions d'hydrogène hydronium (H^+) ou d'ions hydroxyde (OH^-) contenus dans la substance.

la valeur du pH est à prendre en considération lors de la majorité des opérations d'épuration de l'eau, surtout lorsque celles-ci font appel à une réaction chimique et aussi quand certains procédés nécessitent d'être réalisés avec un pH.

III.3.2.1. Principe

La méthode est basée sur l'utilisation d'un pH-mètre. c'est un voltmètre un peu particulier qui se caractérise par une très grande impédance d'entrée en raison de la forte résistance présentée par l'électrode de mesure.

III.3.2.2. Mode opératoire

l'étalonnage étant réalisé et l'appareil ayant acquis son régime de marche;

- Vérifier les diverses connexions: secteur, électrodes, etc..;
- Dégager l'électrode de son support;
- Oter le chapeau protecteur de l'électrode double, le déposer en lieu sûr;
- Rincer abondamment l'extrémité de l'électrode avec l'eau distillée;
- Essuyer l'extrémité de l'électrode;
- Replacer l'électrode sur son support;
- Rincer le vase, le barreau magnétique, l'électrode, avec l'eau distillée puis avec l'échantillon;
- Remplir le vase de mesure avec l'échantillon;
- Immerger l'électrode avec précaution habituelles et agiter;
- Lire directement le pH lorsque la valeur s'est stabilisée [63].



Figure III.4: Photo du pH mètre.

III.3.3. Conductivité

III.3.3.1. Mesure de la conductivité

La conductivité électrique d'une eau traduit l'aptitude que possède celle-ci à laisser le courant électrique. le transport des charges se faisant par l'intermédiaire des ions contenus dans l'eau, Il est logique d'admettre que la conductivité d'une eau sera d'autant plus importante que sa minéralisation sera élevée. Il existe donc une relation entre la conductivité d'une eau et sa minéralisation, d'où l'intérêt une présent-la mesure de la conductivité, mesure quasi instantanée, pour connaître la minéralisation d'une eau. l'unité de conductivité utilisée en chimie des eaux est micro siemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

III.3.3.2. Principe

La mesure de la conductivité se ramène à celle de la résistance d'une colonne d'eau. A cet effet on utilise un conductivimètre qui n'est en fait qu'un résistivimètre un peu particulier. la conductivité est fonction de la température. toute mesure de conductivité doit donc se faire à température connue et stabilisée. en général les résultats sont mesurés à 20°C.

III.3.3.3. Mode opératoire

- l'analyse s'effectue sur un prélèvement d'eau dont le volume doit être suffisant pour prolonger la sonde de conductivité.
- vérifier les connexions cellule/conductivimètre;
- rincer soigneusement la cellule de mesure à l'eau distillée et l'essuyer convenablement.
- rincer et essuyer soigneusement la cellule.
- immerger la cellule dans l'eau.
- agiter la sonde légèrement.
- lire le résultat;
- la mesure terminée, éteindre l'instrument et, si nécessaire, nettoyer la sonde.
- après chaque série de mesure, rincer l'électrode à l'eau déminéralisation [63].



Figure III.5 : Photo du conductimètre portatif (LF 90).

III.3.4. Oxygène dissous

Le système de mesure courant pour l'oxygène dissous consiste en un instrument de mesure et d'une sonde polarographique. La sonde constitue la pièce la plus importante et délicate du système. Cette sonde comprend une anode d'argent (Ag) enveloppée d'un fil de platine (Pt) qui agit comme cathode. ceux-ci sont insérés dans une cartouche remplie d'une solution électrolytique de chlorure de potassium (KCl). l'extrémité de la cartouche comporte une membrane en téflon, matériau perméable au gaz, qui permet uniquement le passage de l'oxygène présent dans la solution.

Par l'application de potentiel de 790 mV, l'oxygène présent dans la cellule est réduit en ion d'hydroxyde (OH^-) dans la cathode, et le chlorure d'argent (AgCl) est déposé sur l'anode. cette réaction provoque un flux de courant dont l'intensité est proportionnelle à la quantité d'oxygène, convertit le courant en concentration correspondante à l'oxygène dissous.

III.3.4.1. Mode opératoire

- l'analyse s'effectue sur un prélèvement d'eau dont le volume doit être suffisant pour plonger la sonde de conductivité.
- l'étalonnage étant réalisé et l'appareil ayant acquis son régime de marche;

- allumer l'instrument en poussant le bouton ON/Off. lorsque l'afficheur indique zéro, l'instrument est prêt pour la mesure de l'oxygène dissous [63].



Figure III.6: Oxymétrie portatif (oxy 92).

III.3.5. Matière Insoluble Décantable (M.I.D)

Un certain volume d'eau est abandonné au repos pendant 2 heures. La quantité de matière décantée est déterminée par volumétrie.

On met les échantillon d'eau dans les cônes et on attend environ 2h pour lire les résultats en ml/l grâce aux graduations.



Figure III.7: Cônes D'imhoff

III.3.6. Paramètres par Spectrophotomètre DR3900



Figure III.8: Spectrophotomètre DR3900.

III.3.6.1. Les matière en suspension et la Turbidité

On introduit le numéro de programme mémorisé pour les matières en suspension 630. et on presse sur READ/ENTER. et on règle la longueur d'onde à 810nm. et on presse pour la deuxièmes fois READ/ENTER. l'afficheur indique: mg/l MAT EN SUSP, on prépare le blanc (verser 25 ml d'eau distillée dans un cuvette de mesure),et l'échantillon (25 ml d'eau à épurer et entrer dans 2 cuvettes de mesure) puis on place le blanc dans le puits de mesure, et on ferme le capot. on pressant sur ZERO. l'afficheur indique: 0 mg/l MAT EN SUSP, on place le premier échantillon d'eau épurée (sortie) préparé dans le puits de mesure. et on ferme le capot. presser READ/ENTER et le résultat de MES en mg/l s'affiche. et la même chose avec l'échantillon d'eau usée.

Pour la turbidité on procède aux même étape seulement le code de réglage qui change le numéro de programme 750 et la longueur d'onde a 450nm et on lit directement le résultat affiché en FTU (formazing turbidity) [63].

III.3.6.2 Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur

oxydation chimique totale. Ainsi, par la mesure de la DCO, on pourra évaluer la charge polluante d'une eau usée en matières organique avant et après un traitement physique, chimique ou biologique afin de contrôler le fonctionnement d'une STEP et l'activité des microorganismes.

III.3.6.2.1. Principe

Le principe de mesure de la demande biochimique en oxygène consiste à déterminer la quantité d'oxygène consommée au bout de cinq jours d'incubation, dans les conditions d'essai, à 20°C dans une solution diluée de l'échantillon.

III.3.6.2.2. Mode opératoire

- Introduction de 2 ml d'échantillon dans un tube Hach de la gamme 0-1500 mg/L pour l'effluent d'entrée et de la gamme 0-150 mg/L pour l'effluent de sortie;
- Chauffage des tubes hermétiquement fermés à 150°C pendant 2 heures;
- Refroidissement;
- Mesure de l'absorbance au spectrophotomètre [63].



Figure III.9: réactif à DCO



Figure III.10: Réacteur DCO mètre.

III.3.6.3. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

On remplit les flacons avec les échantillons d'eau (usée et épurée) et on met un barreau magnétique dans chacun des flacons pour homogénéisation. on rajoute un absorbant dans les bouchons hermétique pour absorber l'humidité, le plus utilisé est l'hydroxyde de lithium.

Les échantillons sont placés dans une chambre thermostatée et sombre durant la mesure de DBO₅. on règle l'appareil à ZERO et on met l'incubateur en marche pendant 5 jours à 20°C. le résultat sera obtenu directement sur l'afficheur [63].



Figure III.11: DBO mètre.



Figure III.12: flacon à DBO.

III.3.6.4. Nitrates (N-NO₃)

le mode opératoire consiste à:

- Prélever 1 ml à l'aide d'une pipette jaugée de l'échantillon mère.
- Introduire ce 1 ml dans un bécher;
- Compléter à 30 ml avec de l'eau distillée.
- Ajouter le réactif (nitrate 30) à cette eau.
- Faire une agitation pendant 3 min
- Laisser la solution reposer pendant 2 min.
- Après avoir enlevé 5 ml, ajouter le réactif (nitrate 25), faire une agitation légère et laisser la solution se reposer pendant 10 min.
- Mettre en marche le spectrophotomètre.
- Remplir la cuve avec de l'eau distillée (blanc).
- Essuyer la cuve.
- Introduire la cuve de référence dans le port cuve.
- Programmer la longueur d'onde désirée (507nm);
- Enlever la cuve de référence.
- Introduire la cuve remplie précédemment par l'échantillon à mesurer après de l'essuyer.
- Appuyer sur la touche READ puis lire le résultat [63].

III.3.6.5. Azote ammoniacal**III.3.6.5.1. Mode opératoire**

- Entrer le numéro du programme 380 (à une longueur d'onde de 425 nm);
- Pour l'effluent entrée en fait la dilution (1ml dans 50 ml d'eau distillée), pour l'effluent sortie (1 ml dans 25 ml d'eau distillée);
- Ajouter 3 gouttes de PVA+03 gouttes de MS+01 ml nessler dans chaque flacon (le blanc, l'entrée, la sortie);
- Presser le shift timer, une période de réaction de 1 nm commence;
- Placer le blanc dans le puits de mesure, fermer le capot, presser 0 en suite placer l'échantillon préparé;
- Le résultat en mg/l s'affiche (en multipliant le résultat par 1.29) [63].

III.3.6.6. Nitrite**III.3.6.6.1. Mode opératoire**

- Prélever 1 ml à l'aide d'une pipette jaugée de l'échantillon mère.
- Introduire ce 1 ml dans un bécher;
- Compléter à 10 ml avec de l'eau distillée.
- Ajouter le réactif nitrite 10 à cette eau.
- Faire une agitation légère.
- Laisser la solution se reposer pendant 15 min.
- Mettre en marche le spectrophotomètre.
- Remplir la cuve avec de l'eau distillée (blanc).
- Essuyer la cuve.
- Introduire la cuve de référence dans le port cuve.
- Programmer la longueur d'onde désirée (507nm).
- Enlever la cuve de référence.
- Introduire la cuve remplie précédemment par l'échantillon à mesurer ensuite l'essuyer.
- Appuyer sur la touche READ puis lire résultat [63].

III.3.6.7. Le phosphore

Le phosphore est mesuré sous forme de phosphore totale (Pt). la recherche des fractions minérales (phosphates issus des produits lessiviers) et organiques (d'origine humaine ou industrielle) permet de juger des conditions de traitement biologique de l'effluent et des risques liés à l'eutrophisation des eaux calmes.

III.3.6.7.1. Mode opératoire

- Prélever 1 ml à l'aide d'une pipette de l'échantillon mère.
- Introduire ce 1 ml dans un bécher;
- Compléter à 10 ml avec de l'eau distillée;
- Ajouter le réactif (phosphore PGT) à cette eau;
- Faire une agitation légère;
- Laisser la solution se reposer pendant 2 min;
- Mettre en marche le spectrophotomètre;
- Remplir la cuve avec de l'eau distillée (blanc);
- Essuyer la cuve;
- Introduire la cuve de référence dans le port cuve.
- Programmer la longueur d'onde désirée (890nm).
- Enlever la cuve de référence.
- Introduire la cuve remplie précédemment par l'échantillon à mesurer ensuite l'essuyer.
- Appuyer sur la touche (READ) puis lire le résultat [63].

III.3.7. Test de décantation**III.3.7.1. Mode opératoire**

- Après une bonne aération (30 min) 1L de boue est prélevé du bassin de traitement.
- Cette quantité est mise dans une éprouvette de 1L et agitée.
- On laisse ensuite le mélange décanter pendant 30 min et on lit la quantité de boue décantée sur les graduations de l'éprouvette [63]. cette valeur permet le calcul de l'indice de boue I_B :

$$I_B(\text{mg/l}) = V_{30}(\text{ml/l}) \times \text{facteur de dilution} / [\text{MS}] (\text{g/l})$$

Remarque

Une nouvelle dilution est nécessaire si la lecture des boues décantées est supérieur à 250ml après 30 minutes de décantation (une lente décantation).

III.3.7.2. Interprétation des résultats**tableau III.1:** Relation entre l'indice de boue et la décantation des boues

I_B en mg/l	Signification
<50	Floc bactérien trop fin, trop granuleux
100	Floc bactérien bien constitué, bonne décantation, situation idéale
100 < I_B < 150	Floc normalement constitué, décantation normal
150 < I_B < 200	Floc légère, décantation ralentie
>200	Floc gonflé et très léger, décantation mauvaise

III.3.8. La siccité

La siccité (sc) est le pourcentage massique de la matière sèche, elle est évaluée par la quantité de solide restée à 105°C pendant deux heures, elle s'exprime généralement en pourcentage à l'inverse, on parlera de taux d'humidité.

- Peser le creusé vide sèche soit P₀;
- Prendre une quantité de la boue d'un lit de séchage;
- Peser ensemble le pèse-tare et la boue soit P₁;
- Mettre le creuse à l'incubateur à 105°C pendant 4 heures (jusqu'à ce que le poids se stabilise) soit P₂;

le calcul de la siccité se fait par la formule suivante:

$$Sc = \frac{P_2 - P_0}{P_1 - P_0} * 100$$

P₀: creuse vide;

P₁: creuse avec l'échantillon;

P₂: creuse avec séchage [63].

Tableau III.2: Etat physique des boues.

Etat	Siccité
Liquide	< 10%
Pâteux	12% à 25%
Solide	25% à 85%
Sec	> 85%

III.4. Conclusion

Les analyses physico-chimiques effectuées au sein de la STEP DE Maghnia sont indispensables pour pouvoir juger de la performance de le STEP et d'avoir une idée globale sur le rendement de chaque procédé d'épuration.

Chapitre IV

*performance de la station
d'épuration de Maghnia*

IV.1. Introduction

Dans cette partie nous étudierons la qualité de l'eau brute et épurée par la station d'épuration des eaux usées par boue activée de la ville de Maghnia.

Afin de déterminer la qualité des eaux usées de la station d'épuration de Maghnia, nous avons effectué les analyses de différents paramètres de pollution qui sont: la température, le pH, la conductivité électrique, la turbidité, l'oxygène dissous (O_2), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote ammoniacal (NH_4), le nitrate (NO_3), la nitrite (NO_2), et orthophosphate (PO_4).

IV.2. performances de la station d'épuration de l'année 2013

IV.2.1. La température

la figure suivante représente la variation de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

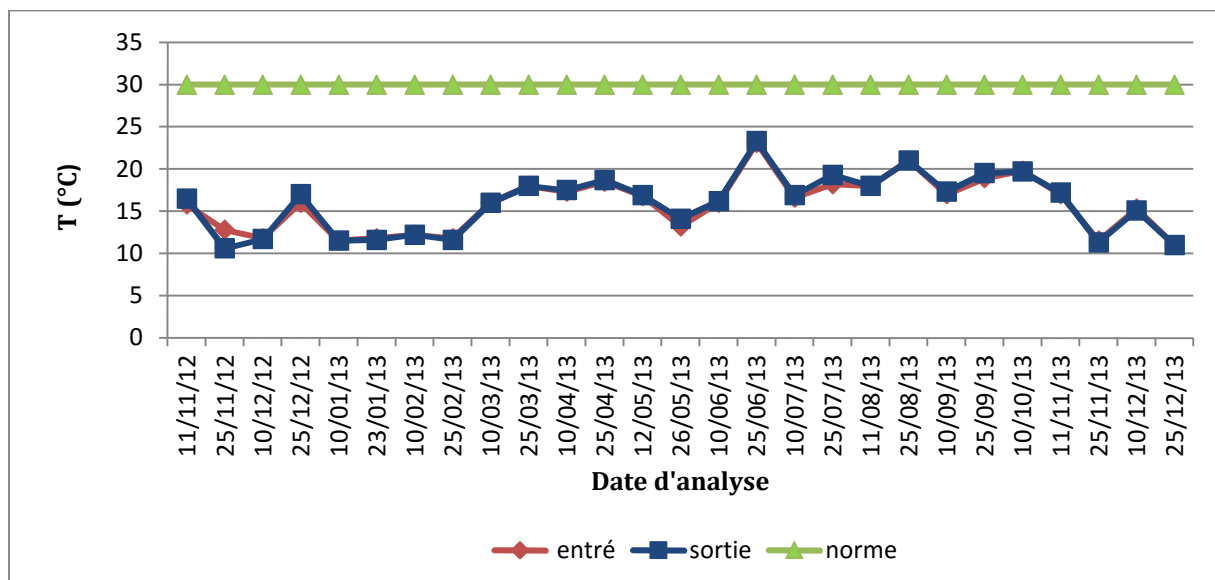


Figure IV.1: Variation journalière de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 11/11/2012 au 25/12/2013).

On constate que les valeurs journalières de la température présentent une moyenne de 15.81°C, elles varient entre une valeur maximale relevée en juin (2013) de 23.10°C et une valeur minimale relevée en décembre (2013) de 11°C pour les eaux brutes, et entre 23.30°C et 10.6°C avec une moyenne 15.91°C pour les eaux traitées.

Au niveau des stations d'épuration, la température des eaux usées influe beaucoup sur l'efficacité du procédé de traitement, par exemple, la décantation est plus efficace à température élevées. De

plus, l'activité biologique prenant place lors du traitement décroît avec le froid, la vitesse de nitrification est très ralentie en dessous de 10°C.

De là, et en comparant les deux graphique avec celui de la norme, on peut dire qu'on a de bons résultats et que les normes sont respectées.

IV.2.2. potentiel hydrique (pH)

La figure suivante représente la variation du PH de l'eau brute et des eaux traitée.

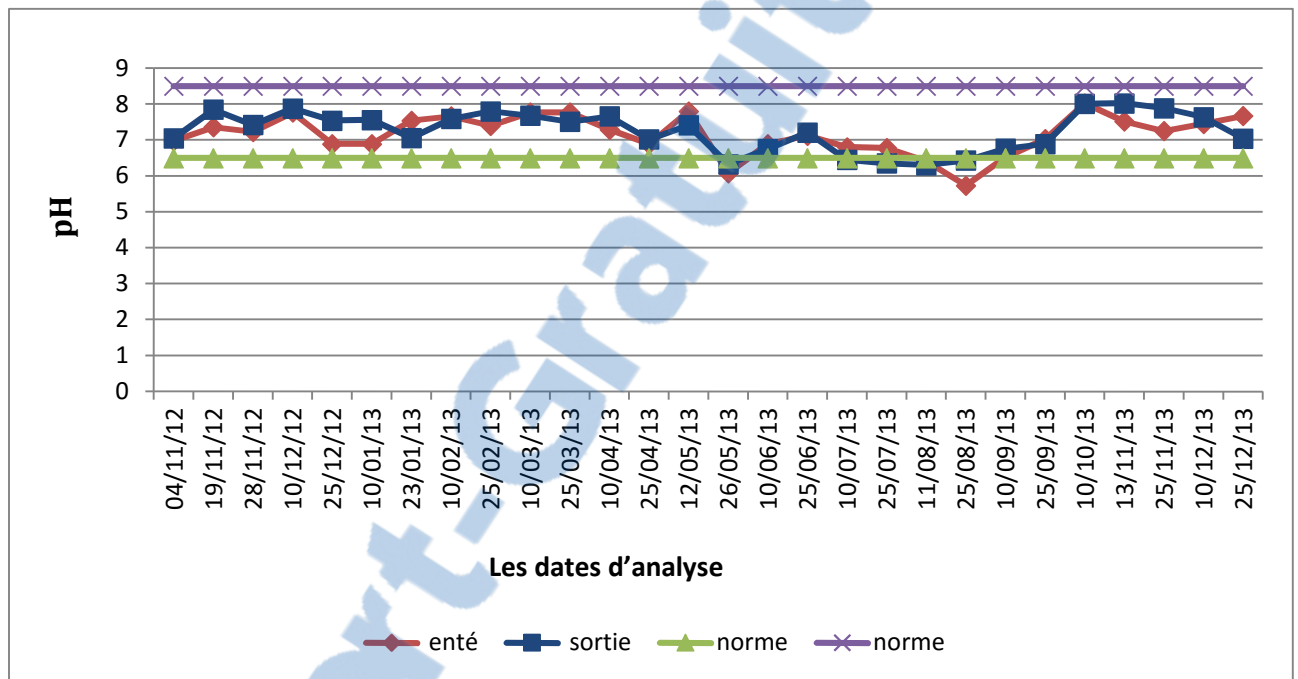


Figure IV.2: Variation journalière du pH à l'entrée et à la sortie de la STEP

(période du 04/11/2012 au 25/12/2013).

On remarque que les valeurs du pH mesurées durant notre période d'étude varient pour les eaux brutes entre 5,73 et 8,02, avec une valeur moyenne de 7,16.

Pour les eaux traitées, le pH varie entre 6,3 et 8,02, avec une valeur moyenne de 7,27 sur la durée totale de l'étude.

Les valeurs du pH (entre 6,3 et 8,02) dans cette étude sont très proches de la norme.

IV.2.3. O₂ dissous

la figure suivante représente la variation d'O₂ de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

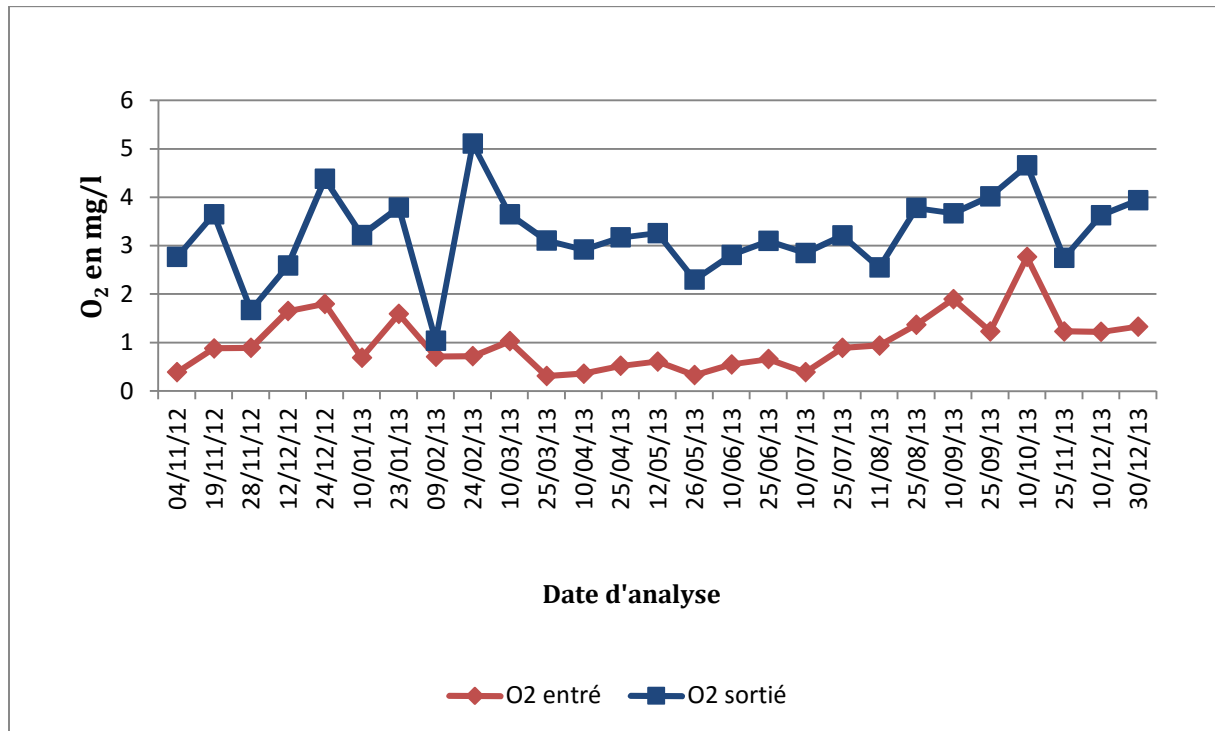


Figure IV.3: Variation journalière de l'O₂ à l'entrée et à la sortie de la STEP
(période du 04/11/2012 au 30/12/2013).

D'après la figure IV.3 on remarque que les teneurs en oxygène dissous varient journalièrement dans les eaux brutes et les eaux traitées. Pour les eaux brutes, la concentration moyenne, est faible (1.00 mg/l), exceptée pour un seul prélèvement où l'oxygène a augmenté jusqu'à 2.77 mg/l (10/10/2013). Pour les eaux traitées, le taux de O₂ dissous varie entre 1.04 mg/l et 5.11mg/l, avec une valeur moyenne de 3.24 mg/l. Nous notons en effet, une augmentation des valeurs moyennes mensuelle des concentrations en oxygène des eaux traitées par rapport aux eaux brutes. Cette augmentation peut être expliquée par la présence de l'aération artificielle, La chute d'oxygène durant les journées de (28/11/2012) et (09/02/2013) dans les eaux traitées peut également être due à une variation au niveau des aérateurs qui a provoqué la diminution de la teneur en oxygène dissous.

IV.2.4. La conductivité

La figure suivante représente la variation de la conductivité de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

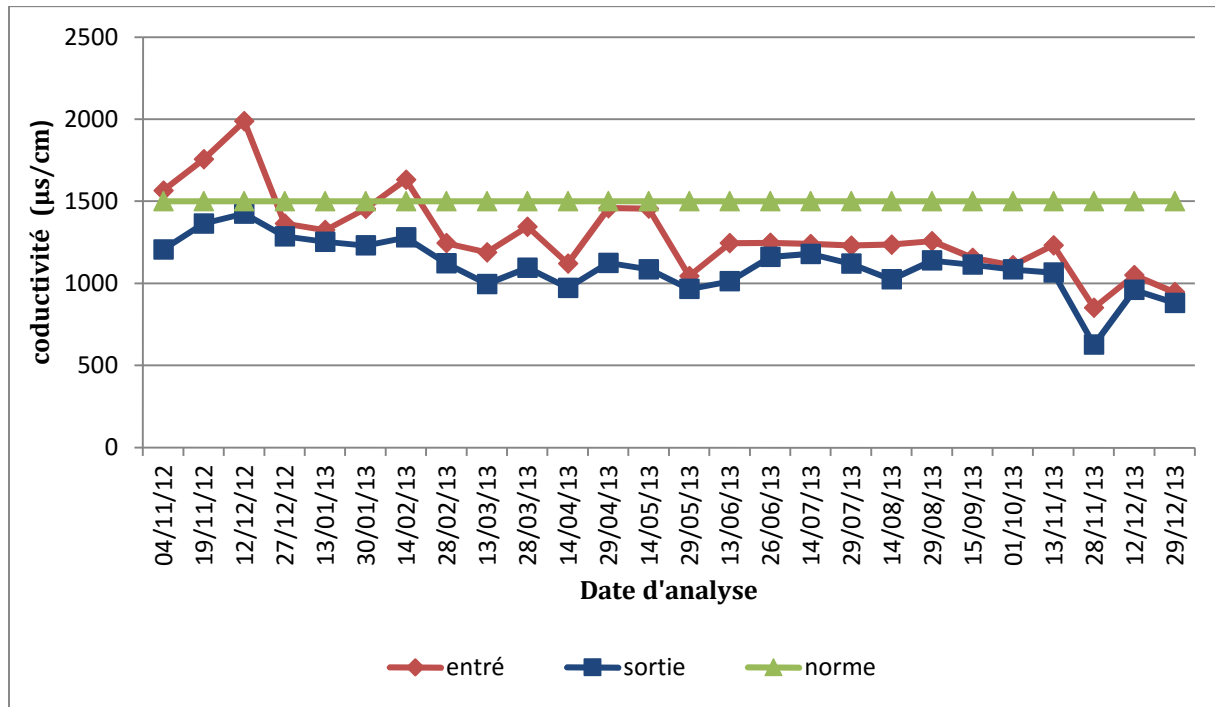


Figure IV.4: Variation journalière de la conductivité à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 04/11/2012 au 29/12/2013).

D'après la figure IV.4, on ne remarque pas vraiment une variation de la conductivité dans la majorité des prélèvements, les valeurs de la conductivité sont proches les une des autres. Les valeurs journalières des eaux brutes varient dans un intervalle qui va d'un minimum de 800 $\mu\text{s/cm}$ à un maximum de 2000 $\mu\text{s/cm}$. Cette variation est due au changement de la concentration en sels dissous dans les eaux qui arrivent à la STEP.

À la sortie on constate presque une stabilisation de la conductivité suite au traitement, la concentration en sels se stabilise.

IV.2.5. La Turbidité

la figure suivante représente la variation de la turbidité de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

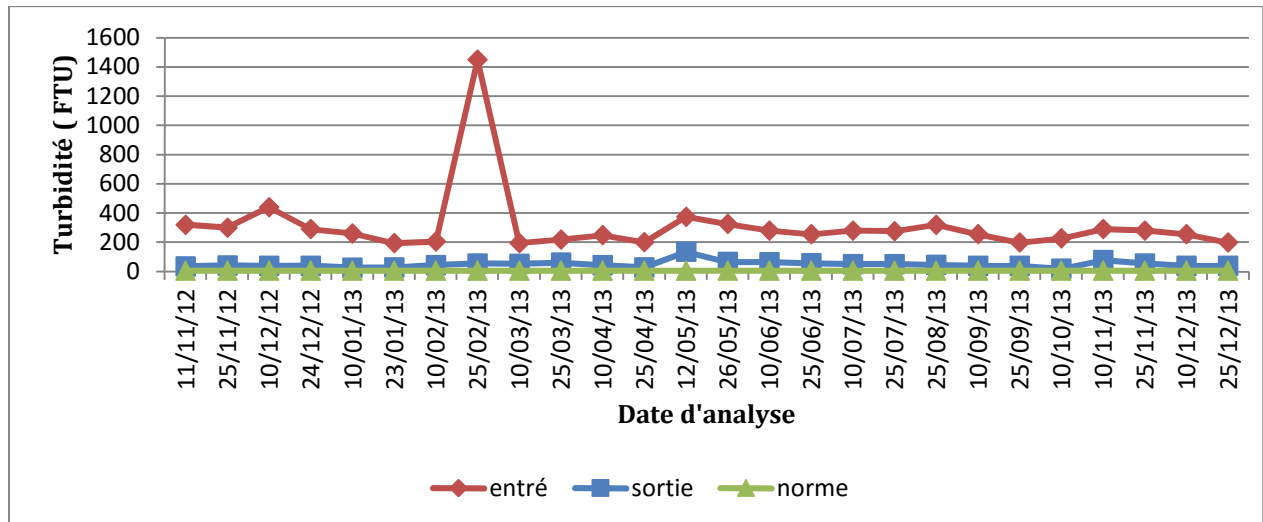


Figure IV.5: Variation journalière de la concentration de la turbidité à l'entrée et à la sortie de la STEP(période du 11/11/2012 au 25/12/2013).

Selon la figure IV.5, on constate que la valeur moyen de la turbidité est égale 312,88 NTU à l'entrée, ensuite elle à diminué après l'épuration a boue activé à une valeur de moyenne de 48,08 NTU (soit une élimination de plus de 82,57%). Cette diminution et due a la dégradation des matières organiques contenue dans l'eau brute. On constate que l'eau traitée ne répond pas à la norme, qui peut être due a une forte concentration en MES et les matières colloïdales.

IV.2.6. Matières en suspension (MES)

La figure suivante montre la variation de la concentration des matières en suspension (MES) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

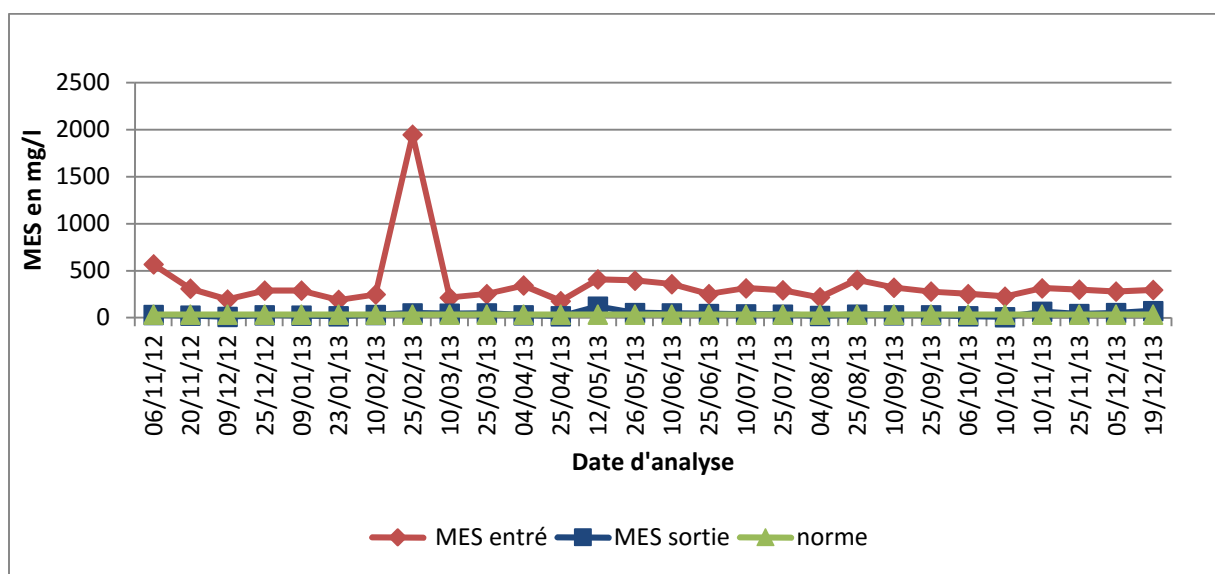


Figure IV.6: Variation journalière de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 19/12/2013).

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées. La connaissance de la concentration des éléments colloïdaux dans les eaux usées est nécessaire dans l'évaluation de l'impact de la pollution sur le milieu aquatique.

La quantité de la matière en suspension à l'entrée varie entre 1950 mg/L et 180 mg/L, avec une moyenne de 356.92 mg/L, La concentration à la sortie varie entre 10 mg/L et 122 mg/L avec une moyenne de 38.57 mg/L.

A la sortie, nous avons obtenu une valeur moyenne de l'ordre de 38.57 mg/l sur la durée de l'expérience figure (IV.6). Cette valeur est supérieure à la norme du rejet de directive des communautés : Normes extrêmes limitées (30 mg/l) et à celle de l'OMS appliquée en l'Algérie (35 mg/l). Cette augmentation dépend de l'origine des eaux usées que nous traitons , ou on a une mauvaise décantation de la boue dans le clarificateur.

IV.2.7. La demande chimique en oxygène (DCO)

la figure suivante représente la variation de la concentration de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP.

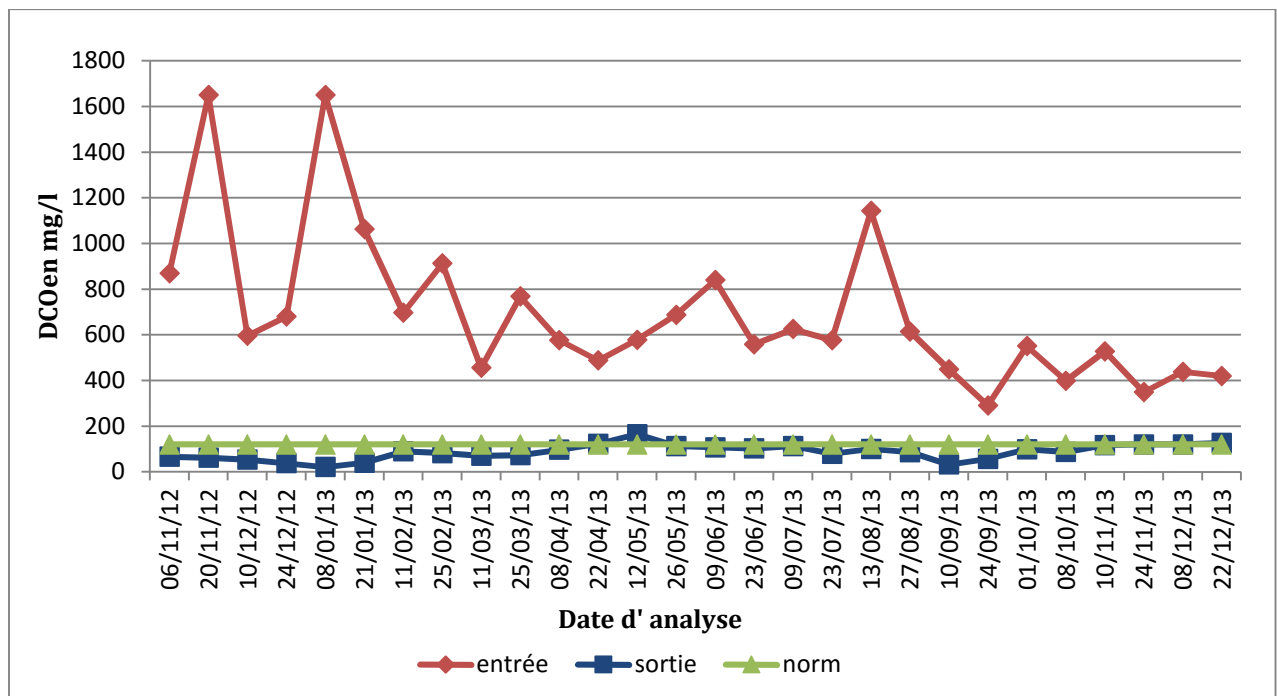


Figure IV.7: Variation journalière de la demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 22/12/2013).

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale.

Les valeurs de concentration de la DCO des eaux brutes de la STEP varient entre un maximum de 1650 mg/l et un minimum de 291 mg/l avec une moyenne de 694.93. En revanche, les valeurs des concentrations des eaux traitées varient entre un maximum de 165 mg/l et un minimum de 21 mg/l, avec une moyenne de 87.07mg/l et un rendement d'abattement de DCO est environs 84.62%.

Ces valeurs sont conforme à la norme algérienne de rejet (<120 mg/l), donc une grande concentration a été éliminé par ce procédé car il y'a une dégradation importante de la charge polluante.

IV.2.8. Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La figure suivante donne la variation de la concentration de la DBO₅ dans les eaux brutes et les eaux traitée.

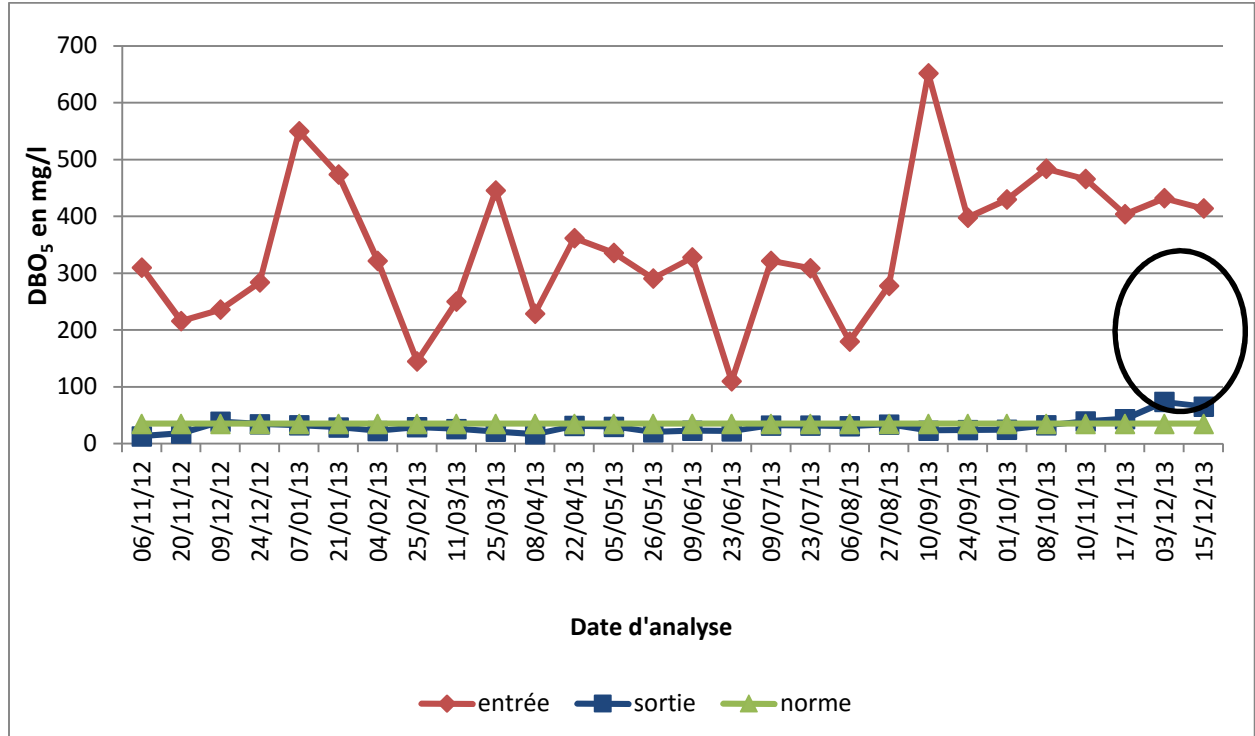


Figure IV.8: Variation journalière de la demande biologique en oxygène (DBO₅) à l'entrée et à la sortie de la STEP(période du 06/11/2012 au 15/12/2013).

La figure IV.8 représente la variation de la DBO₅ de l'eau brute et de l'eau traitée, notons que l'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO₅ qui varie entre 110 et 652 mg /l. Il est à noter que ces valeurs sont élevées par rapport aux eaux usées domestiques (> 500 mg/l), cette augmentation est marquée à cause de la charge polluante importante qui est entrée dans la station. Par contre, pour l'eau traitée, on remarque que la DBO₅ à la sortie de la STEP pendant les jours (17/11/13, 03/12/13, 15/12/13) a pour valeurs (43.6, 73.6, et 65.6 mg /l) respectivement. Ces valeurs dépassent les normes, (35 mg/l), cette augmentation est due soit aux rejets sauvages (huileries, les rejet industriels qui sont raccordées au même réseau d'assainissement), soit à une mauvaise aération. les valeurs qui restent sont généralement toutes dans les normes de rejet (inférieur à 35 mg d'O₂/l).

IV.2.9. Azote ammoniacal (NH₄⁺)

La figure suivante représente la variation de NH₄⁺ de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

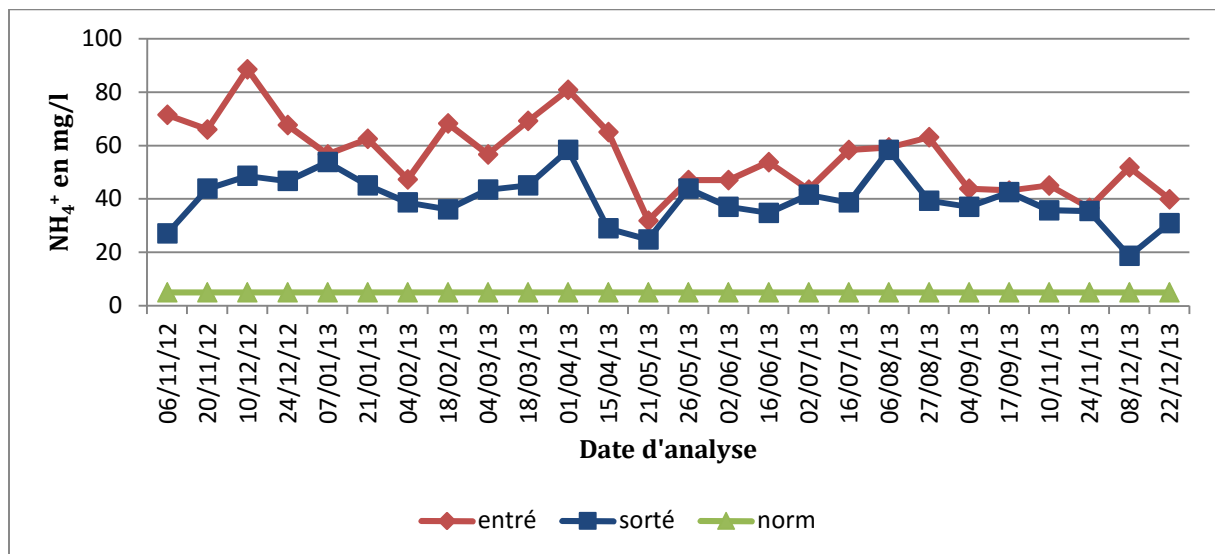


Figure IV.9 : variation journalière de NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 22/12/2013).

Selon les résultats présentés sur la figure IV.9, on remarque que la concentration de l'azote ammoniacal entré dans la station a des valeurs comprises entre 88,68 mg/l et 31,93 mg/l avec une moyenne de 56,41 mg/l, alors qu'à la sortie, la valeur oscille entre 58 mg/l et 18,7mg/l, avec une moyenne de 39,83mg/l.

L'azote ammoniacal rencontré dans les eaux usées, et dont la présence est anormale (ne doit pas dépasser les 5 mg/l.), traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation. Cela explique l'élévation de la teneur en NH_4^+ de l'eau usée avant le traitement.

IV.2.10. Nitrite (NO_2^-)

La figure suivante représente la variation de Nitrite de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

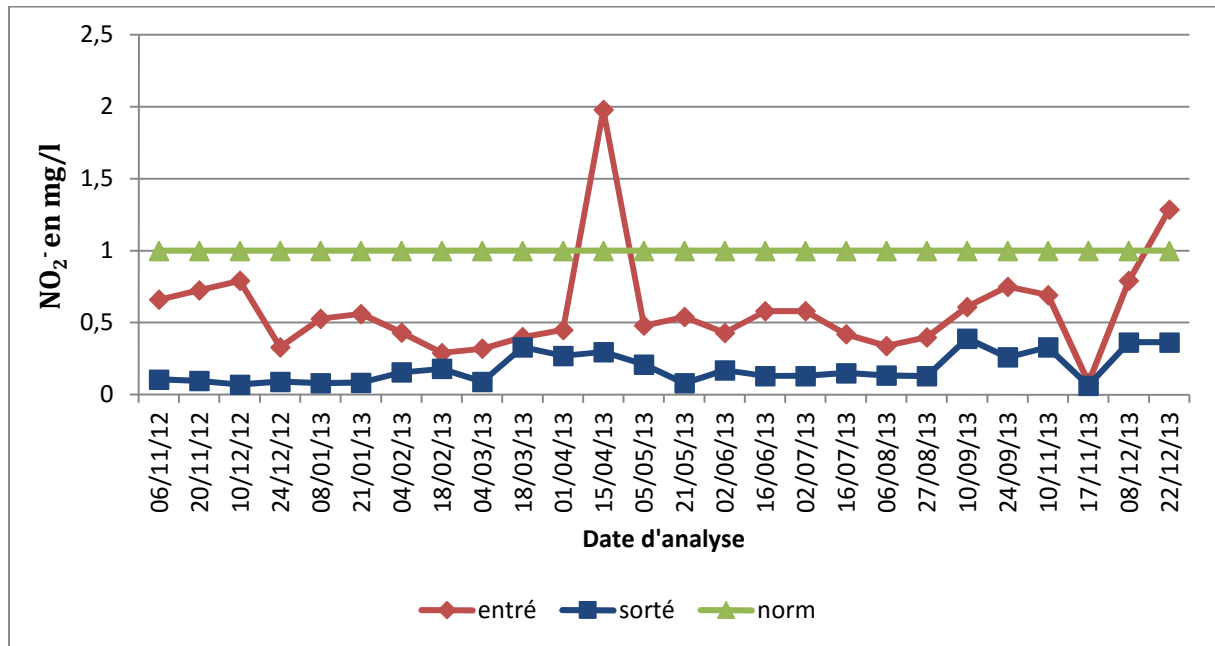


Figure IV.10: Variation journalière de NO_2^- à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 22/12/2013).

D'après le résultat obtenus (figure IV.10), on remarque que la teneur en nitrite des eaux usées, à savoir brute et traitées est très faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0,08 mg/l et 1,98 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Les valeurs signalées après traitement varient de 0,06 mg/l à 0,39 mg/l.

Les valeurs des nitrites (NO_2^-) dans l'eau épurée sont largement inférieures à la limite fixée pour les eaux d'irrigation ($< 1\text{mg/l}$).

IV.2.11. Nitrate (NO_3^-)

la figure suivante représente la variation de Nitrate de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

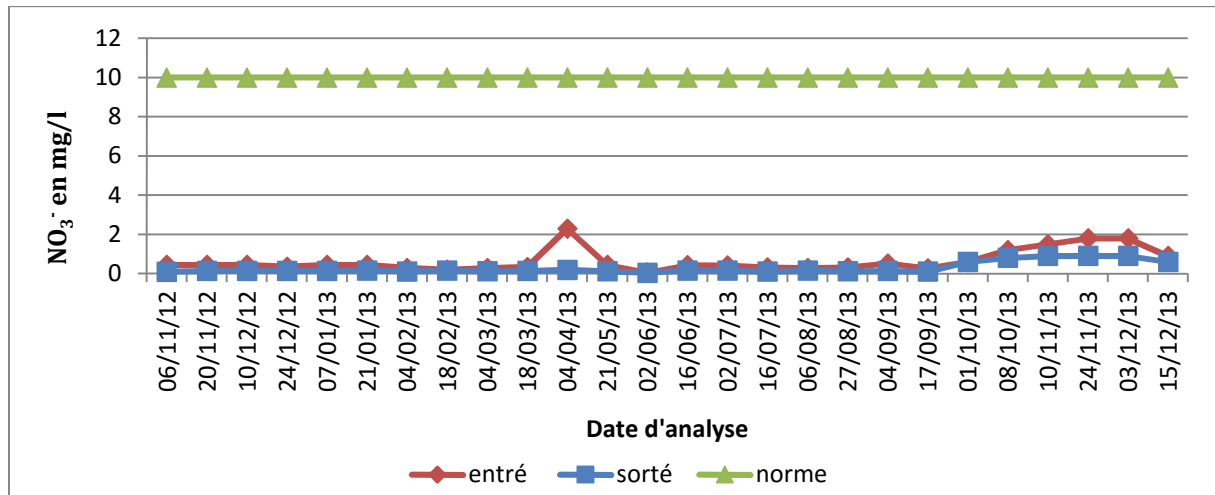


Figure IV.11 : variation journalière de NO_3^- à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 15/12/2013).

Selon les résultats indiqués sur la figure IV.11, on observe que les valeurs des nitrates obtenues d'après les analyses, varient entre 0,05 mg/l et 2,3 mg/l à l'entrée et de 0,04 mg/l à 0.9 mg/l à la sortie, avec une valeur moyenne de 0,28 mg/l.

Les teneurs en nitrates diminuent de l'amont vers l'aval de 2.3 mg/l à 0.9 mg/l, inférieurs aux normes algériennes qui sont de 10 mg/l.

IV.2.12. Orthophosphates (PO_4^{-3})

La figure suivante représente la variation d' orthophosphates (PO_4^{-3}) l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

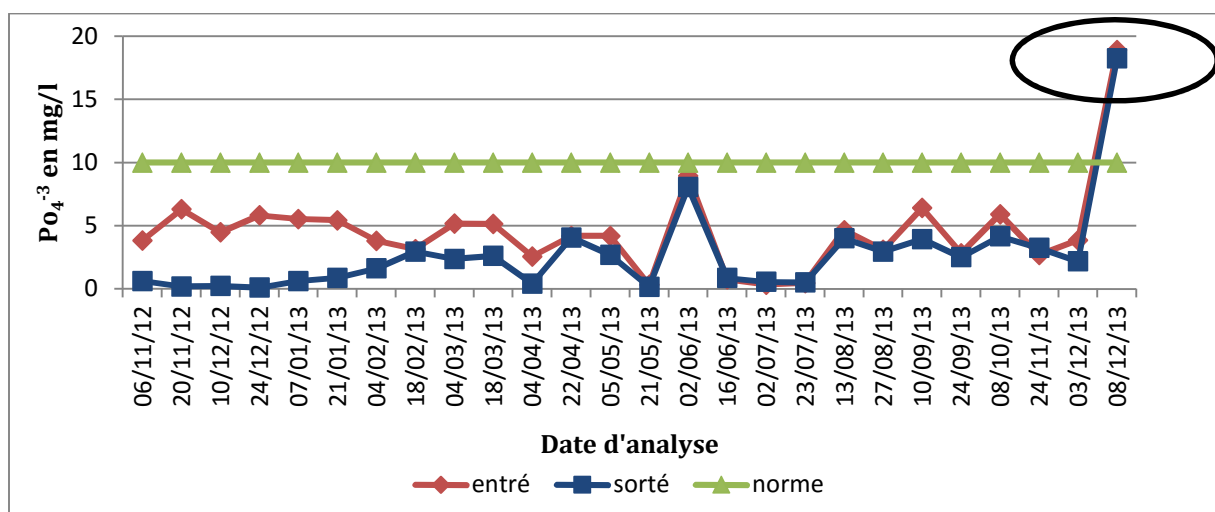


Figure IV.12 : variation journalière d'orthophosphates à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 06/11/2012 au 08/12/2013).

D'après les résultats obtenus (figure IV.12) les valeurs des orthophosphates (PO_4^{-3}) varient d'un minimum de 0.33mg/l à un maximum de 18.89 mg/l au niveau des eaux brutes. Concernant les eaux épurées, les concentrations oscillant entre 0.104 mg/l et 18.24 mg/ l, avec une moyenne de 2.72 mg/l. On remarque que le jour (08/12/2013) dépassent les normes algérienne et internationales, parceque la déphosphatation n'est pas complète dans le bassin d'aération.

IV.3. performances de la station d'épuration de l'année 2014

IV.3.1. la température

la figure suivante représente la variation de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

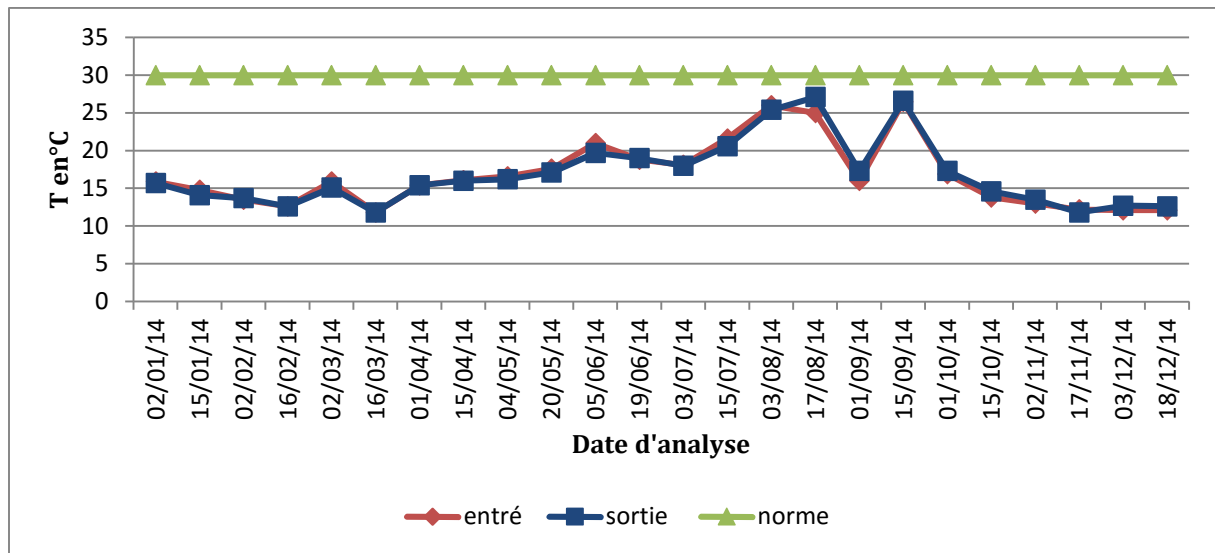


Figure IV.13 : variation journalière de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 02/01/2014 au 18/12/2014)

Les valeurs de la température à l'entrée de la station sont comprises entre 11,8 et 26,1 °C. Tandis qu'à la sortie, les valeurs enregistrées sont comprises entre 11,8 et 27,1°C. Ces différentes valeurs sont liées aux conditions climatiques et sont acceptables car elles restent en dessous de la norme fixée par l'OMS à 30°C.

A l'entrée et à la sortie de la STEP, Les valeurs sont très proches avec une légère augmentation de la température de l'eau brute probablement liée à la température des conduits acheminant les eaux usées vers la station.

IV.3.2.pH

La figure suivante représente la variation du pH de l'eau à brute et de l'eau épurée.

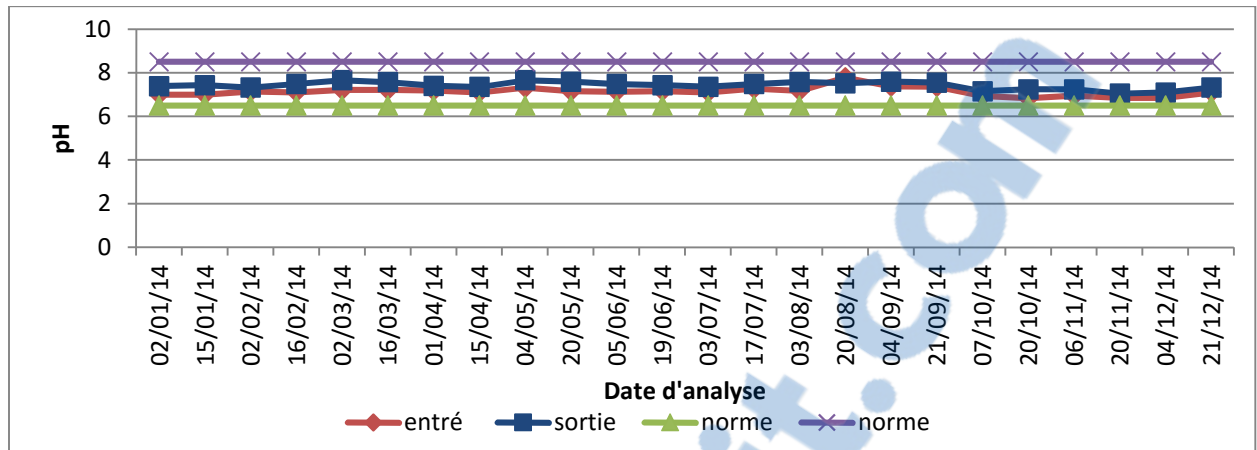


Figure IV.14 : variation journalière de pH à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 02/01/2014 au 18/12/2014)

Les valeurs du pH de l'eau usée brute sont comprises entre 7 et 7,79 ce qui n'a pas un impact écologique fort sur l'environnement. Les valeurs du pH dans cette expérience sont très proches de la norme.

Les valeurs enregistrées à la sortie de la station sont comprises entre 7,32 et 7,66. Elles restent toujours dans les normes fixées à un maximum de 8,5.

On note une légère différence entre le pH de l'eau traitée et celui de l'eau usée brute. Ceci est dû probablement aux réactions chimiques et/ou biologiques qui produisent des ions acides ou qui consomment des ions basiques, d'ailleurs les réactions de nitrification entraînent une acidification du milieu.

IV.3..3. L'O₂ dissous la figure suivante représente la variation de l'O₂ dissous l'eau à brute et l'eau épurée.

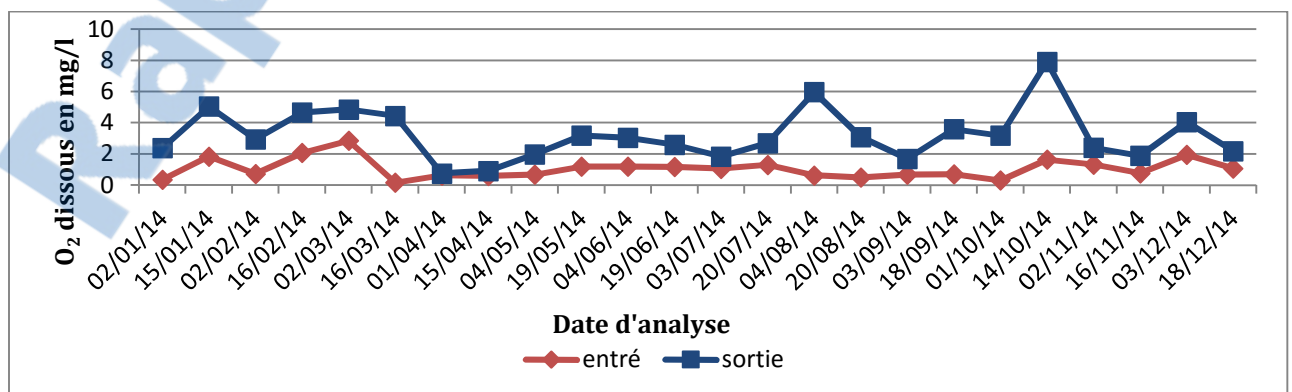


Figure IV.15 : variation journalière de l'O₂ dissous à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 02/01/2014 au 18/12/2014)

Pour l'O₂ dissous les valeurs obtenues montrent une fluctuation allant de 0,16 mg/l à 2,85 mg/l pour les eaux brutes et de 0,75 mg/l à 5,98 mg/l pour les eaux traitées avec une moyenne de 53,8 mg/l. D'après le graphe, les teneurs en O₂ dissous 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 microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées.

IV.3.4. La Conductivité

La figure suivante représente la variation de la Conductivité à l'entrée et à la sortie de la STEP :

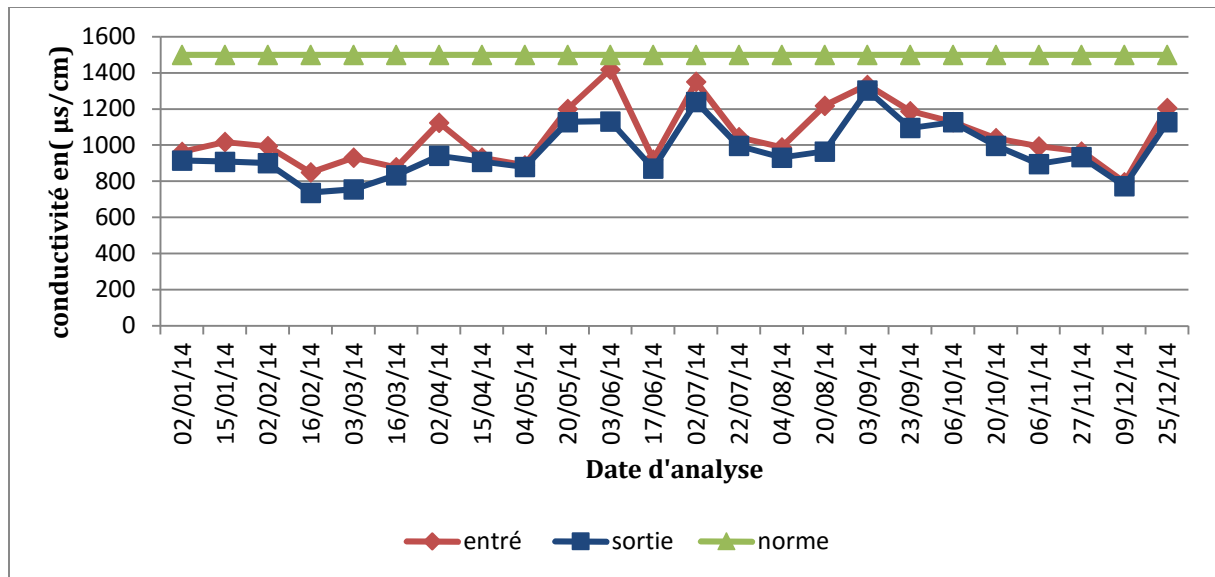


Figure IV.16: variation journalière de la conductivité à l'entrée et à la sortie(période du 02/01/2014 au 25/12/2014)

La figure IV.16 ci-dessus révèle que l'eau brute possède une gamme de conductivité qui varie dans l'intervalle 1419-850 µs/cm, avec une moyenne de 1069,44 µs/cm. Par contre pour l'eau traitée, cette conductivité oscille entre 1304 et 737µs/cm, avec une moyenne de 969,5 µs/cm.

Cette légère diminution pourrait être expliquée par la sédimentation des sels minéraux dans le décanteur qui se sont concentrés dans les boues.

IV.3.5. La Turbidité

La figure suivante représente la variation de la turbidité à l'entrée et à la sortie de la STEP :

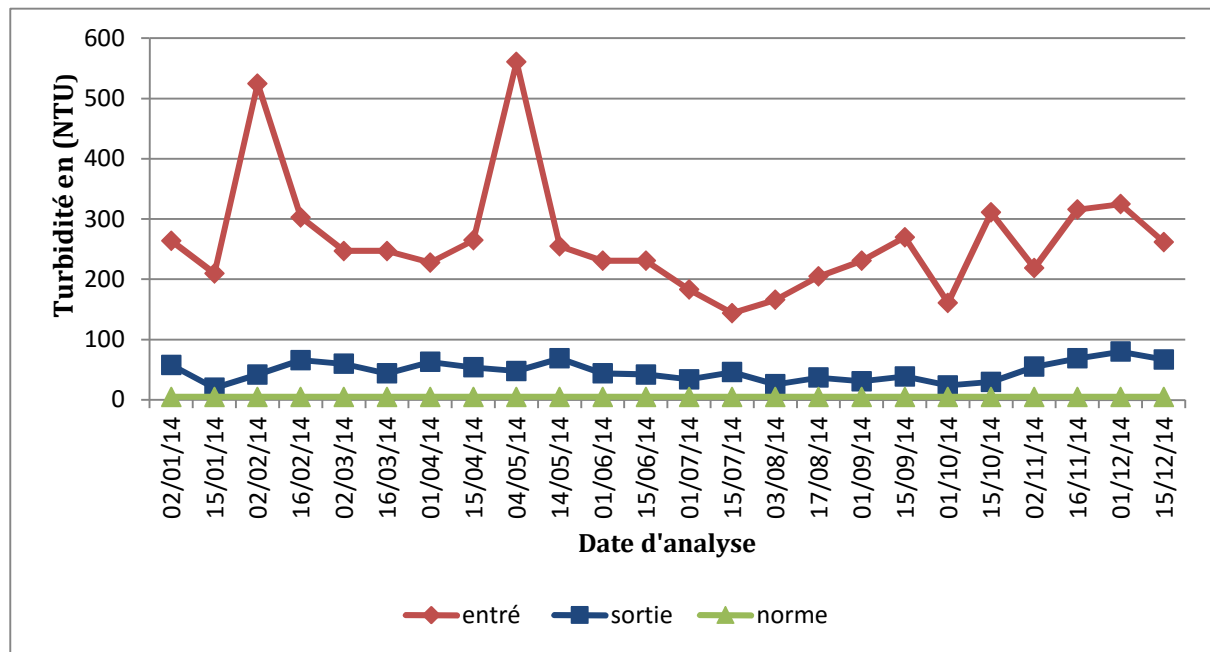


Figure IV.17: variation journalière de la turbidité à l'entrée et à la sortie (période du 02/01/2014 au 15/12/2014)

La turbidité est un paramètre physique très important pour le contrôle de qualité des eaux usées. D'après la figure IV.17 On trouve des valeurs très élevées au niveau de la station d'épuration de Maghnia oscillant entre 561 NTU et 144 NTU pour les eaux brutes, et entre 69 NTU et 20 NTU pour les eaux traitées, avec une moyenne de 45.72 NTU. Ces teneurs de turbidité enregistrées dépassent largement la valeur limite acceptable pour les eaux destinées à rejeter dans le milieu récepteur ($> 5\text{NTU}$), ces dépassements montre que l'eau usée est chargées en MES et colloïdales.

IV.3.6. La matière en suspension (MES)

selon la FAO (2003), la matière en suspension (MES) représente les particules minérales et organiques contenus dans l'effluent [64].

La figure suivante représente la variation de MES à l'entrée et a la sortie de la STEP :

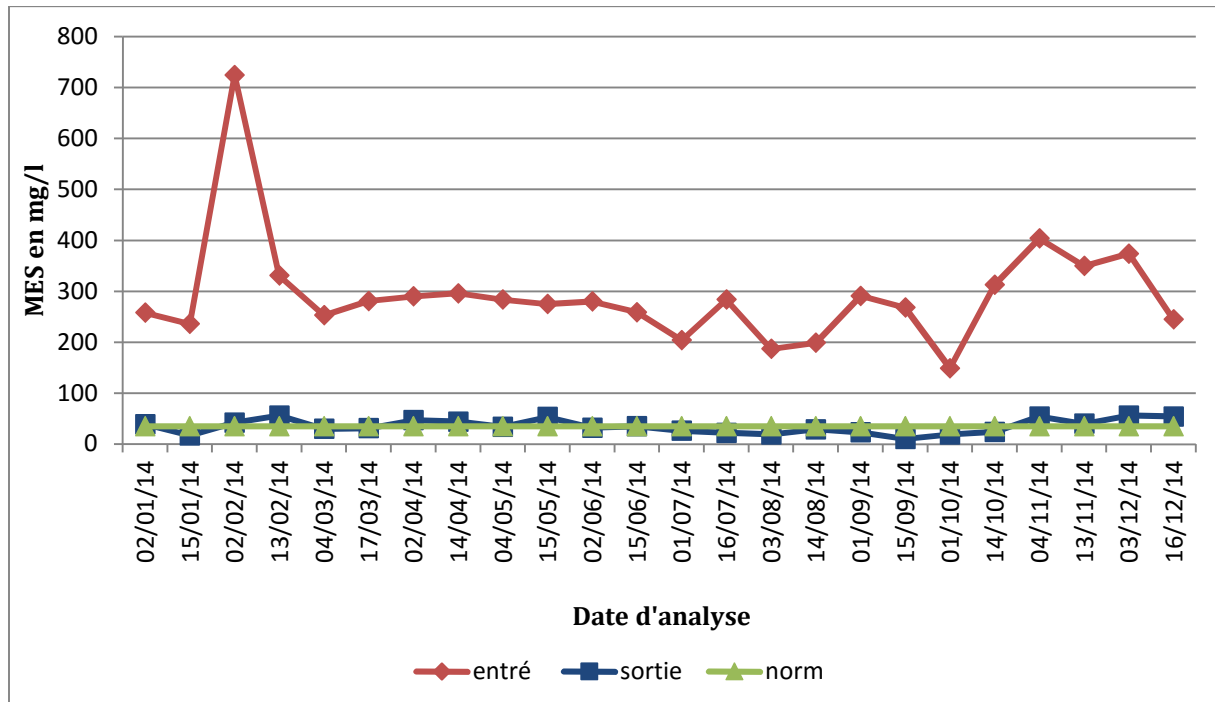


Figure IV.18 : variation journalière de MES à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 02/01/2014 au 16/12/2014)

En examinant les résultats trouvés, on remarque que les valeurs des MES à l'entrée de la station varient entre 187 et 727 mg/l, avec une moyenne de 288,94 mg/l. Cette variation est due à une instabilité de la qualité des eaux à l'entrée. A la sortie de la station, on enregistre une valeur des MES 56 à 10 mg/l avec une moyenne de 32,72 mg/l, cette valeur est conforme à la norme algérienne de rejet (35 mg/l).

Sur le même graphique, on observe également une diminution importante de la teneur en MES dans les eaux traitées, d'une part elle est probablement due à l'élimination des particules par le Dégrilleur ainsi que par le phénomène d'adsorption des matières en suspension sur les flocs biologiques et d'autre part, la bonne sédimentation au niveau du clarificateur. Alors, le rendement d'abattement de la MES excède les 87.74 %.

IV.3.7. Demande chimique en oxygène (DCO)

La figure suivante représente la variation de DCO l'eau à brute et l'eau épurée.

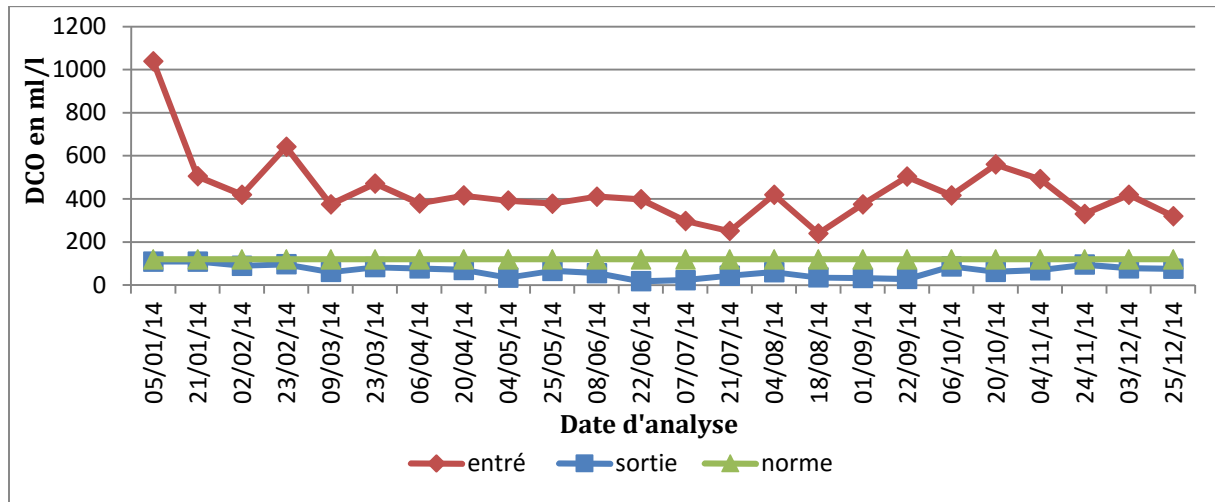


Figure IV.19: variation journalière de la DCO l'eau brute et traitée (période du 05/01/2014 au 25/12/2014)

A la lumière des résultats obtenus dans la figure IV.19 Les teneurs en DCO enregistrées au niveau des eaux brutes (entrée) de la station sont comprises entre 240 et 1039 mg/l, et pour les eaux épurées (sortie) sont variées entre 18 et 109 mg/l, avec une moyenne de 65.13 mg/l.

Cette valeur est conforme à la norme algérienne de rejet (<120 mg/l), donc on peut dire qu'une grande concentration a été éliminée par ce procédé car il y'a une dégradation importante de la charge polluante avec un rendement d'élimination de 84.58 %.

IV.3.8. Demande biologique en oxygène (DBO₅)

la figure suivante représente la variation de DBO₅ l'eau à brute et l'eau épurée.

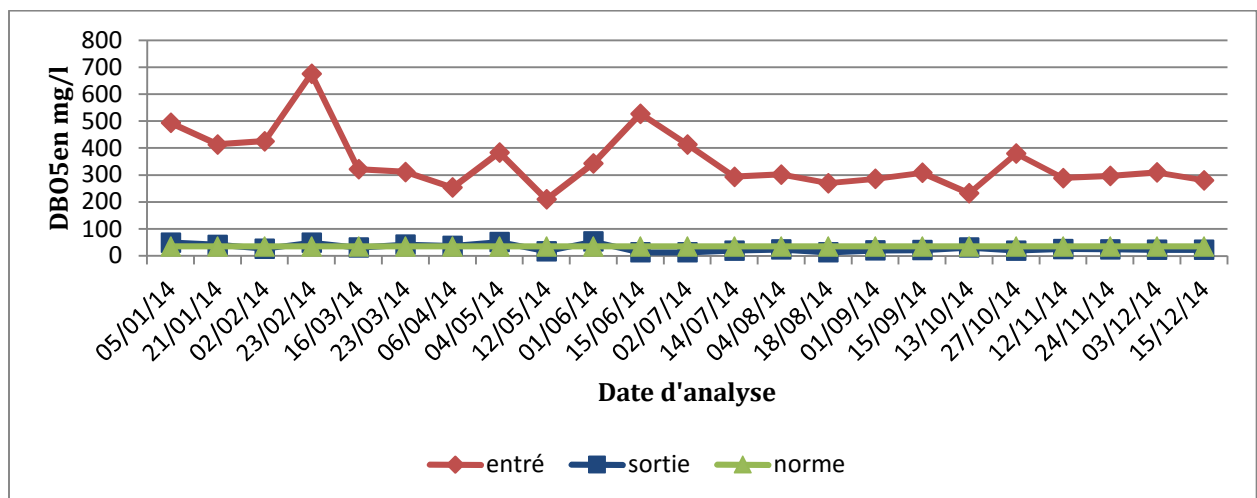


Figure IV.20: Variation journalière de la demande biologique en oxygène (DBO₅) à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 05/01/2014 au 15/12/2014)

La DBO₅ est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques.

Les concentrations de la DBO₅ à l'entrée varient entre 676 mg/L et 210 mg/L, (soit une moyenne de 376 mg/l), pour les eaux traitées, elle varient entre 53,2 et 13 mg/l avec une moyenne de 30,79 mg/l.

On remarque que la DBO₅ de l'eau traitée en quelques jours est très élevés (supérieure aux normes algériennes > 35). Dans ce cas, soit les eaux qui arrivent à la STEP sont mélangées avec des eaux d'origine industrielles qui sont raccordées au même réseau d'assainissement (réseau unitaire) ou les eaux de lavage, soit on a un problème dans le procès ou bien une mauvaise aération. Les valeurs qui restent, elles sont généralement toutes dans les normes de rejet (inférieures à 35 mg/l). Le rendement d'abattement de la DBO₅ excède les 91,37 %.

IV.3.9. Azote ammoniacal(NH₄⁺)

la figure suivante représente la variation de NH₄⁺ de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

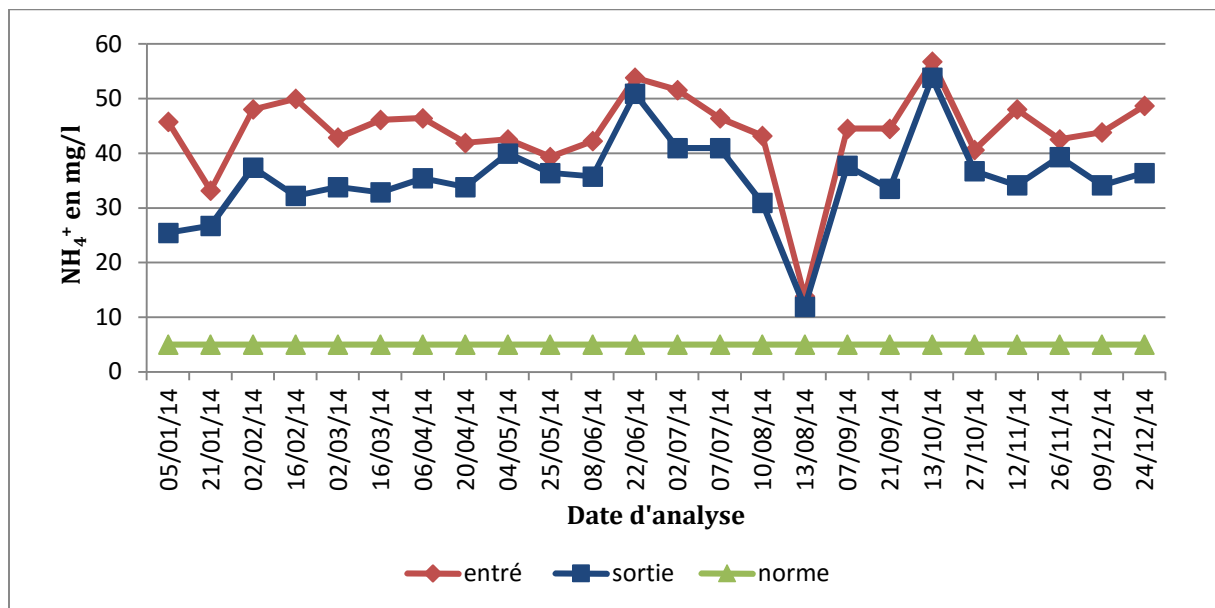


Figure IV.21: variation journalière de NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 05/01/2014 au 24/12/2014)

La Figure IV.21 montre que la variation de NH₄⁺ à l'entrée de la station d'épuration de Maghnia généralement elle est entre 53,85 mg/l et 13,86 mg/l avec une moyenne de 43,14 mg/l. et pour les eaux traitées les valeurs sont situées entre 50,95mg/l et 11,93mg/l avec une moyenne de 34,29 mg/l.

L'azote ammoniacal rencontré dans les eaux usées, et dont la présence est anormale (ne doit pas dépasser les 5 mg/l.), traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation. Cette augmentation dépend à l'origine des eaux usées que nous traitons. Cela explique l'élévation de la teneur en NH_4^+ de l'eau usée avant le traitement.

IV.3.10.Nitrite (NO_2^-)

La figure suivante représente la variation de NO_2^- de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

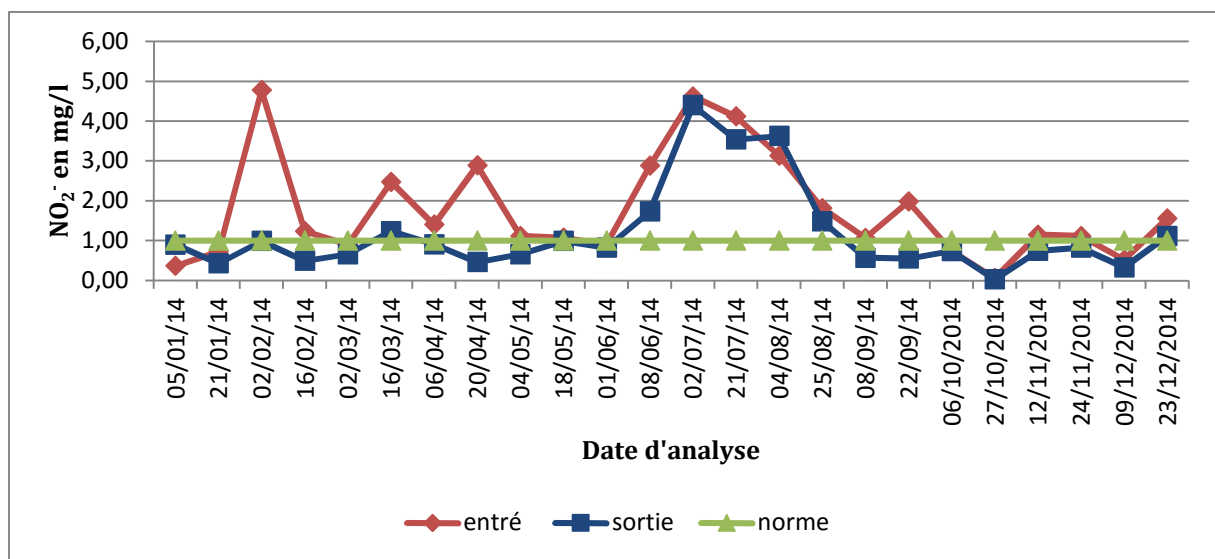


Figure IV.22: variation journalière de Nitrite (NO_2^-) à l'enté et à la sortie (période du 02/01/2014 au 18/12/2014).

D'après les résultats obtenus, la différence des valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0,06 mg/l et 4,78 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Les valeurs signalées après traitement varient de 0,03 mg/l à 4,40 mg/l.

Nous remarquons dans la figure IV.22, l'existences de quelques valeurs importants qui dépassent les normes de rejet, cette augmentation provient d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque où la nitrification n'était pas conduite à son terme.

Cependant, la moyenne de la concentration des nitrites au cours du suivi (1,18 mg/l) est plus proche des normes internationales des eaux destinée à l'irrigation (< 1 mg/l).

IV.3.11. Nitrate(NO_3^-)

La figure suivante représente la variation de Nitrate de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

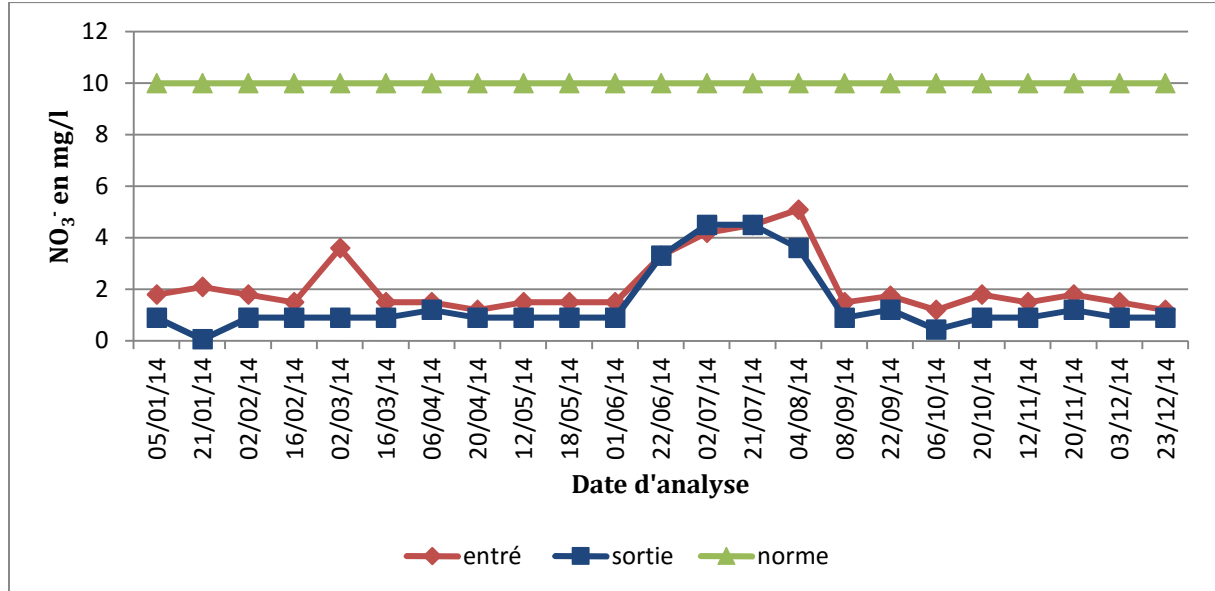


Figure IV.23: variation journalière de Nitrate (NO_3^-) à l'entrée et à la sortie (période du 05/01/2014 au 23/12/2014).

D'après les résultats obtenus nous observons que les valeurs journalières des Nitrate varient dans un intervalle qui va d'un minimum de 1,2 mg/l à un maximum de 5,1 mg/l pour les eaux brutes (soit une moyenne de 2,34 mg/l) et entre 0,06 mg/l et 1,61 mg/l pour les eaux traitées (soit une moyenne de 1,61mg/l).

Les valeurs des nitrates (NO_3^-) dans l'eau épurée sont largement inférieures à la limite fixée par l'OMS (soit 10 mg/l).

IV.3.12. Orthophosphates (PO_4^{-3}):

La figure suivante représente la variation d'orthophosphates (PO_4^{-3}) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

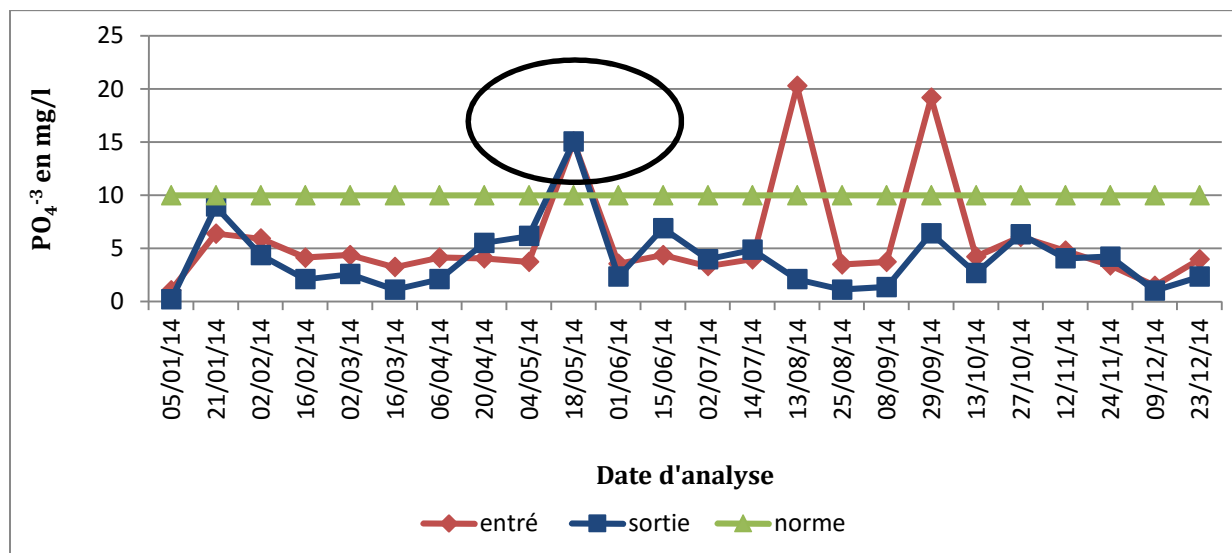


Figure IV.24: variation journalière d'orthophosphates (PO₄³⁻) à l'entrée et à la sortie (période du 05/01/2014 au 23/12/2014).

Les phosphates favorisent la croissance parfois exagérée de la flore aquatique, pouvant ainsi entraîner une eutrophisation des fleuves et des lacs.

La concentration en phosphore à l'entrée de la station révèle des valeurs comprises entre 1.07mg/l et 20.3 mg/l, alors qu'à la sortie, les valeurs oscillent entre, 0.22 mg/l et 15.06 mg/l. avec une moyenne de 4.31 mg/l.

Selon Rejesk, Le traitement biologique par boues activées n'est pas très efficace en ce qui concerne les effluents phosphatées, d'où la nécessité d'un traitement de déphosphatation. Ce traitement consiste en un traitement physicochimique qui permet la précipitation des phosphates ou bien un traitement biologique par l'ajout d'une zone d'anaérobie en tête de la STEP. Ceci n'est pas le cas dans cette station d'étude d'où ces valeurs peu satisfaisantes [11].

IV.4. performances de la station d'épuration de l'année 2015

Durant l'année 2015, Nous observons plusieurs changements à savoir: des boues flottantes au niveau du décanteur secondaire (les mousses), en addition et pour faire le vidange on tient à signaler qu'on a remarqué l'existence d' un seul décanteur secondaire, deux unités de bassin d'aération et une seule opération de déshuilage-dessablage.

IV.4.1. La température

La figure suivante représente la variation la température à l'entrée et à la sortie de la STEP.

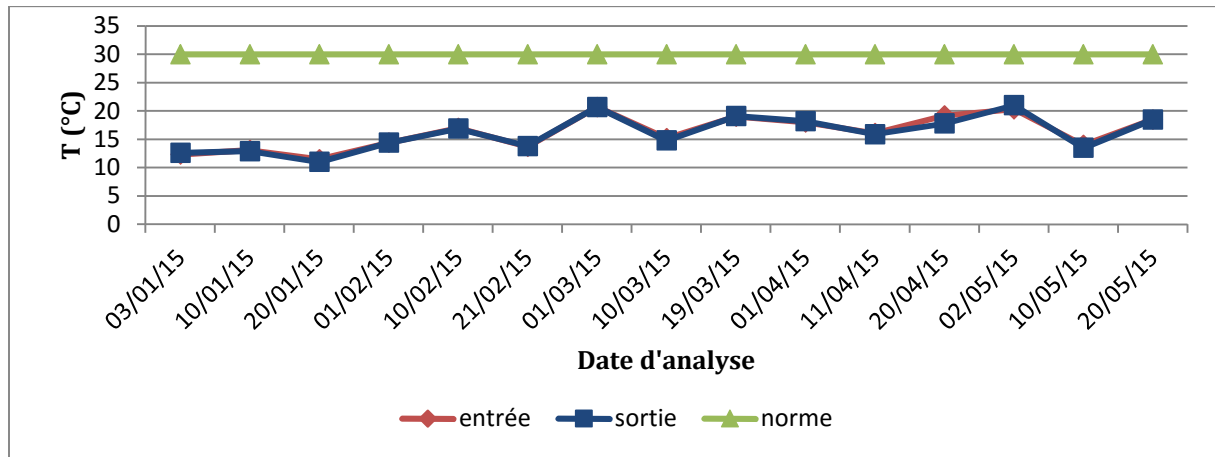


Figure IV.25: variation journalière de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 20/05/2015)

D'après les résultats obtenus (figure IV.25), les valeurs de la température des différents échantillons sont très proches. Elles se situent dans un intervalle qui va d'un minimum de 11.5°C à un maximum de 20.7°C à l'entrée et entre 11°C et 21°C pour les eaux épurées, , avec une moyenne de 16.1°C.

Les valeurs de température relevées de la STEP sont inférieures à 30C°, et sont conformes à la norme ,ce qui développe les populations bactériennes de type mésophile ,et favorise la dégradation de la pollution organique en conséquence.

IV.4.2. Potentiel Hydrogène (pH)

La figure suivante représente la variation pH à l'entrée et à la sortie de la STEP.

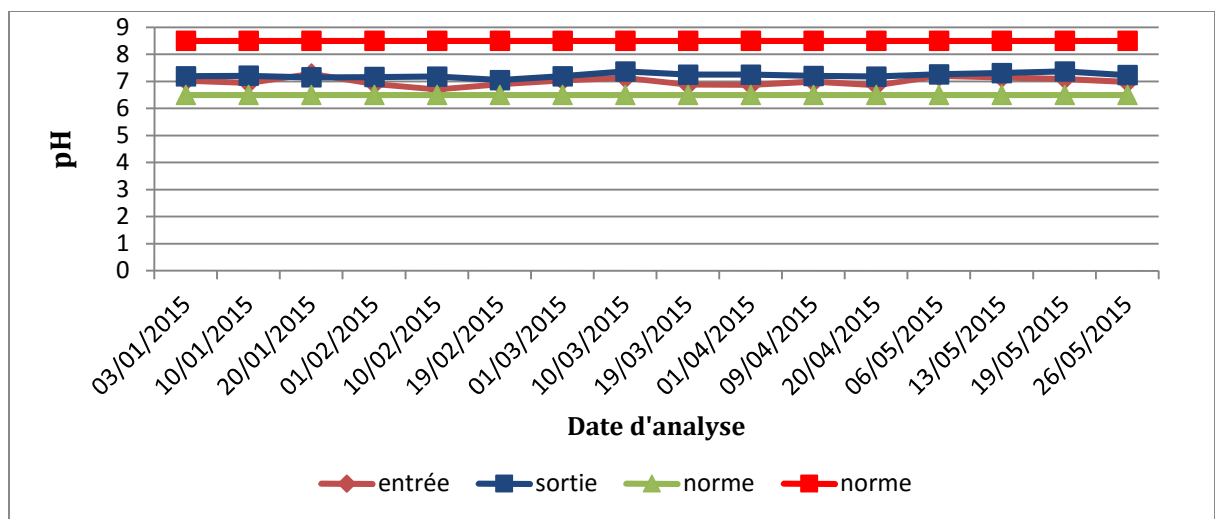


Figure IV.26: variation journalière de la pH à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 26/05/2015)

Une eau usée urbaine possède un pouvoir tampon élevé. Les valeurs de pH des eaux usées avant traitement sont comprises entre 6.71 et 7.29 avec une moyenne de 7,00 dont le pH est souvent de l'ordre de 7.5 à 8, le plus favorable à l'action bactérienne, pour les processus d'épuration aérobie et anaérobie [61].

En ce qui concerne les eaux traitées, le pH est toujours supérieur à celui enregistré à l'entrée. Les valeurs gravitent autour de la neutralité avec une tendance vers l'alcalinité, elles varient entre 7,07 et 7,7 avec une moyenne de 7,56 (figure IV.26), respectant la norme de rejet délimitée entre 6,5 et 8,5.

IV.4.3 l'oxygène dissous (O_2)

La figure suivante représente la variation l'oxygène dissous O_2 l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

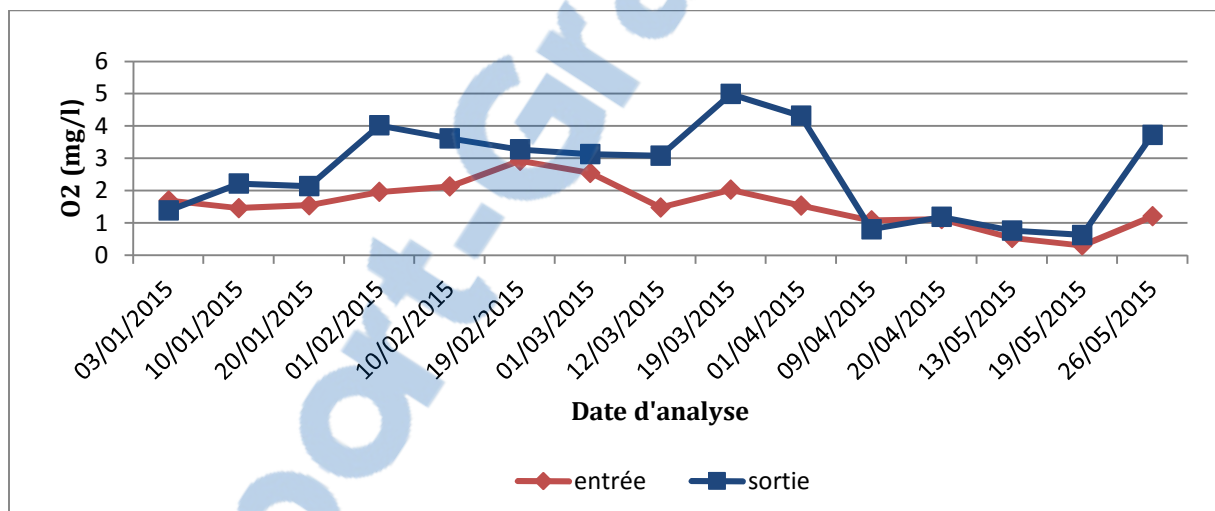


Figure IV.27: variation journalière de l' O_2 à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 26/05/2015).

L'oxygène est un paramètre particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration d'un cours d'eau.

Pour l'oxygène dissous les valeurs obtenues montrent une fluctuation allant de 0.31 mg/l à 2.93 mg/l pour les eaux brutes et de 0.63 mg/l à 5.1mg/l pour les eaux traitées avec une moyenne de 2.62 mg/l(figure IV.26). D'après le graphe les teneurs en O_2 dissous 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 microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées.

IV.4.4. conductivité

La conductivité est probablement l'une des plus simples et des plus importantes mesures pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale de l'eau et renseigne sur le taux de salinité des eaux brutes entrant à la STEP.

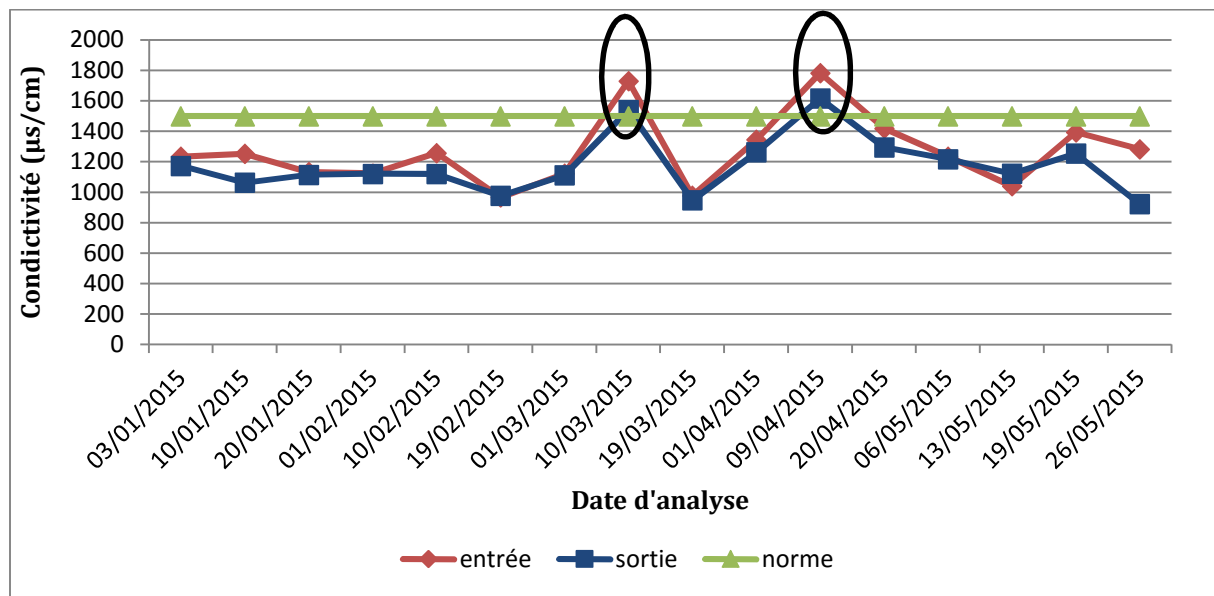


Figure IV.28: variation journalière de la conductivité à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 26/05/2015).

La figure IV.28 révèle que les eaux brutes ont une conductivité qui varie entre 967 et 1784 $\mu\text{S/cm}$ avec une moyenne de 1268.94 $\mu\text{S/cm}$, et entre 923 et 1617 $\mu\text{S/cm}$ pour les eaux traitées.

L'augmentation de la conductivité pendant certains jours est expliquée par le rejet des eaux usées résiduelles des unités industrielles dans le réseau d'assainissement de la ville.

La valeur moyenne de la conductivité de 1179.13 $\mu\text{S/cm}$ est conforme à la norme algérienne.

IV.4.5. La turbidité

La figure suivante représente la variation de la turbidité à l'entrée et à la sortie de la STEP.

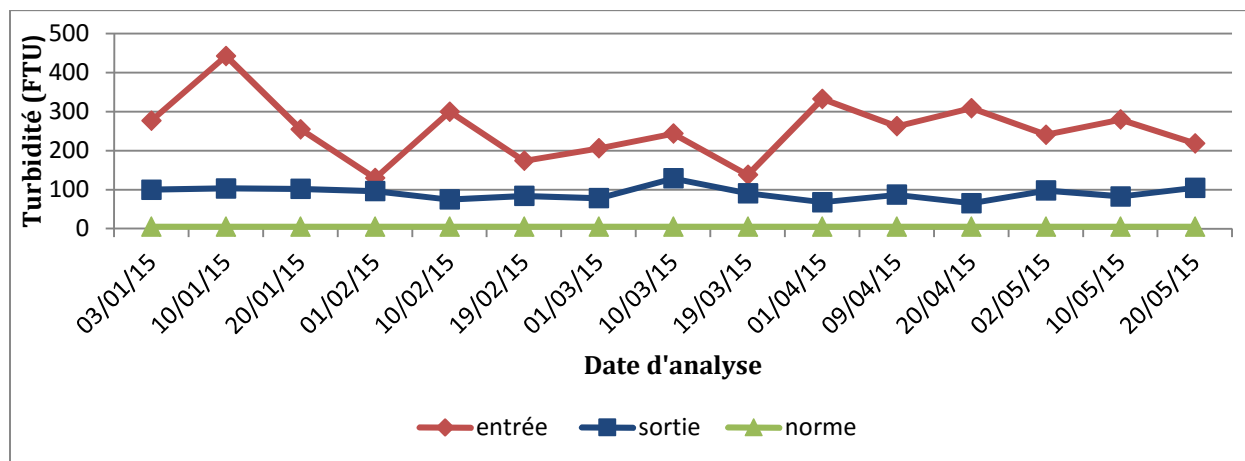


Figure IV.29: variation journalière de la turbidité à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 20/05/2015).

Les valeurs de la turbidité enregistrées dans les eaux usées avant traitement, varient de 130 UTN à 443 UTN, Concernant les eaux épurées, on remarque augmentation de ce paramètre dont les valeurs se situent dans un intervalle qui va d'un minimum de 65.4 UTN à un maximum de 120 UTN, avec une moyenne de 90.95 UTN. Ces valeurs restent toujours supérieures aux normes algériennes de rejet (5 UTN), car l'eau usée à l'entrée de la station contient une quantité importante en matière organique et colloïdale.

IV.4.6. la matière en suspension (MES)

La figure (figure IV.29) suivante représente la variation à l'entrée et à la sortie de la STEP.

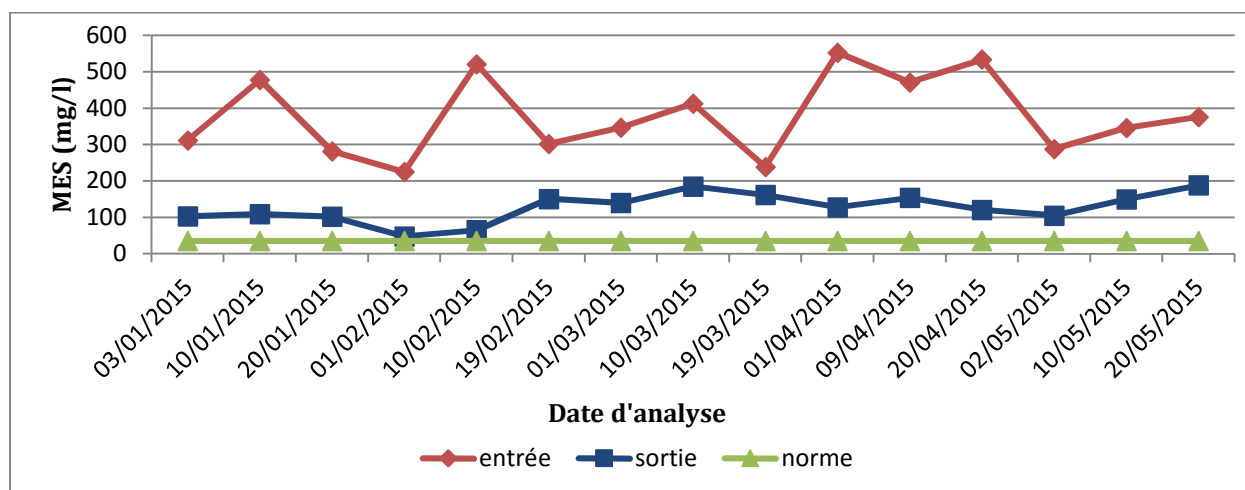


Figure IV.30: variation journalière de la matière en suspension MES à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 20/05/2015).

La Figure (IV.30) montre que la variation de MES à l'entrée de la station d'épuration de Maghnia, généralement elle est entre 225 et 553 mg/l avec une moyenne de 379.13 mg/l.

Les valeurs de MES ainsi observées s'inscrivent bien dans la plage des valeurs généralement admise pour une eau usées urbaine à caractère domestique (la plage de la concentration des MES à l'entrée ne dépasse pas 600 mg/l pour les eaux usées domestiques).

En ce qui concerne les eaux épurées, on remarque que les données dépassent les normes de rejet, cette augmentation dépend à l'origine des eaux usées qu'on est entrain de traiter, ou on a une mauvaise décantation de la boue dans le clarificateur. Cette augmentation est logique car la STEP est en fonction avec un seul décanteur, le pond de racleur est en panne, et un mauvais fonctionnement de la pompe de recirculation.

IV.4.7. La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène DCO est indication sur les quantités de substances organiques chimiquement oxydables, présente dans l'eau [65].

La figure (IV.31) montre la variation de la concentration de la demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et la sortie de la STEP.

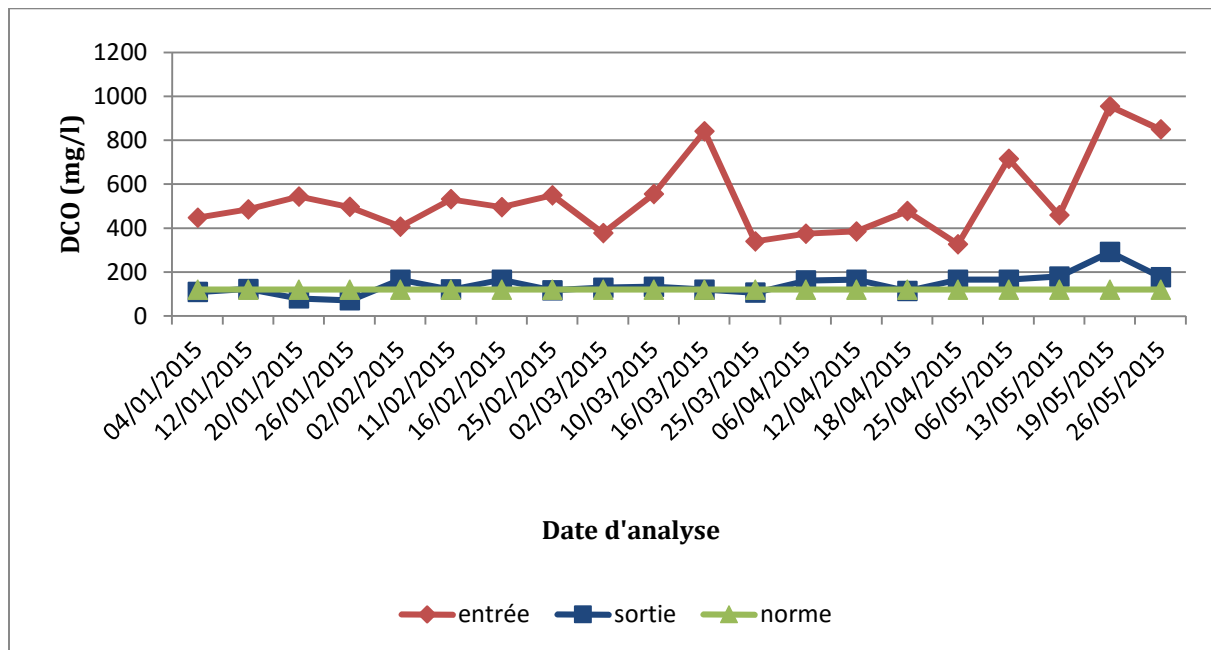


Figure IV.31: variation journalière de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 04/01/2015 au 26/05/2015).

On remarque que les valeurs de la DCO de l'eau brute durant la semaine, elles oscillent entre 327 et 955 mg/l avec une moyenne de 530.85 mg/l, toutes les valeurs sont dans la plage (inférieur à 1000 mg/l). concernant l'effluent traité, elles varient entre 71 et 291 mg/l avec une moyenne de 142.9 mg/l, les teneurs en DCO enregistrés au niveau de l'eau épurée sont largement

supérieurs que les normes de rejet, cette augmentation est la cause d'un problème mécanique au niveau du clarificateur (le pond de racleur est en panne, un mauvais fonctionnement de la pompe de recirculation), un défaut d'aération du bassin d'aération, une surcharge polluante, et le rejet sauvage. Alors le rendement d'élimination des DCO avoisine les 71.30%.

IV.4.8 La demande biologique en oxygène (DBO₅)

La figure suivante représente la variation de DBO₅ l'eau à brute et l'eau épurée.

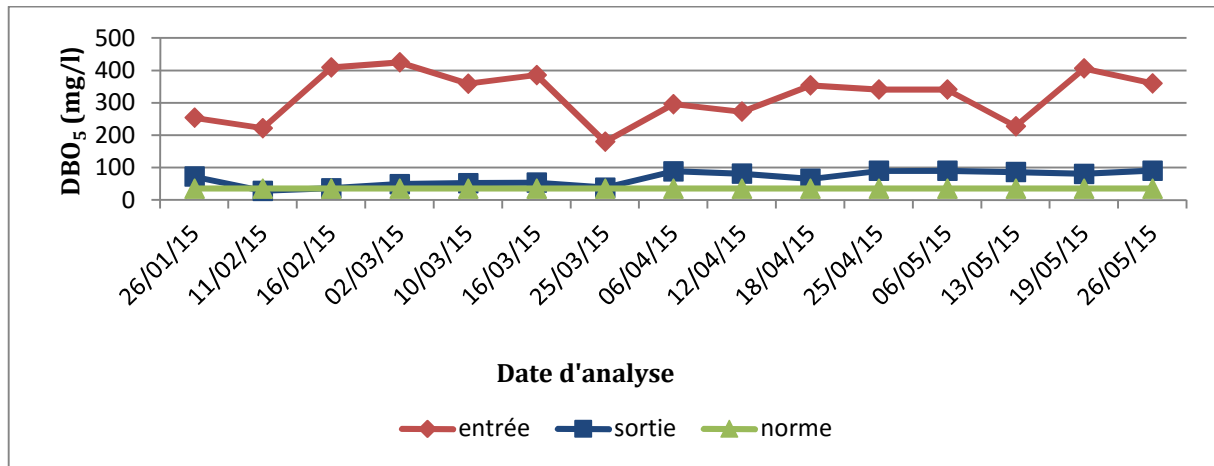


Figure IV.32: variation journalière de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 26/01/2015 au 26/05/2015).

La figure IV.32 représente la variation de la DBO₅ de l'eau brute et de l'eau traitée, notons que l'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO₅ qui varie entre 180 et 425 mg/l. Toutes les valeurs de la DBO₅ sont dans la plage (inférieur à 500 mg/l). par contre, pour l'eau traitée, la concentration varie entre 28.4 et 90.7 mg/l, avec une moyenne de 66.77 mg/l. Nous remarquons la présence des valeurs importantes qui dépassent les normes de rejet, cette augmentation est logique car la STEP est en fonction avec deux unités bassin d'aération et un seul décanteur, un mauvais fonctionnement de la pompe de recirculation, une concentration en boue trop forte dans le bassin d'aération, une surcharge polluante, une surcharge hydraulique du décanteur, une recirculation insuffisante. et le rejet sauvages (huile d'olive, graisse, huile industrielle et les mousses) provoque la perturbation du procès qui augmente les paramètres de pollution (DBO₅).

le rendement d'élimination des DBO₅ avoisine les 71.30% ce qui affirme que le procédé testé influence sur ce paramètre.

IV.4.9. L'azote ammoniacal (NH_4^+)

la figure suivante représente la variation NH_4^+ de l'eau à brute et l'eau épurée.

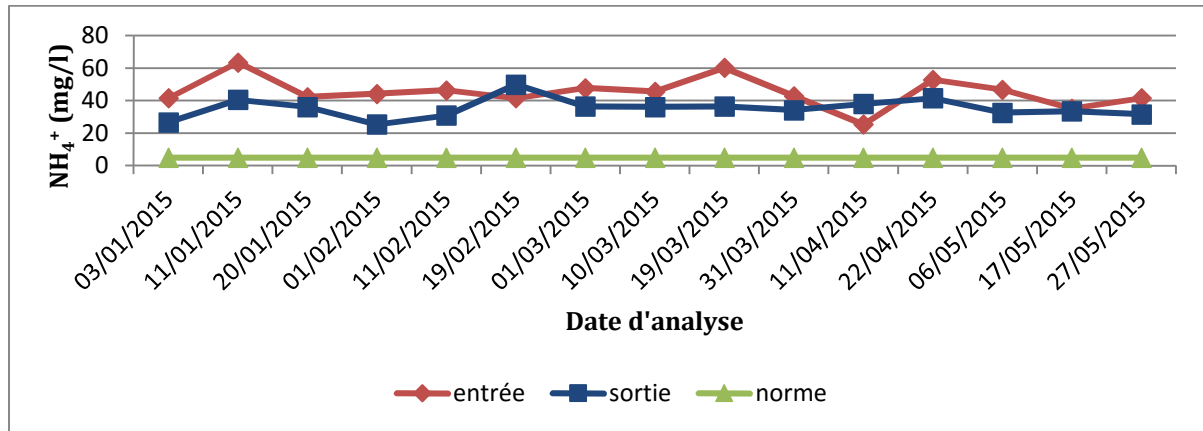


Figure IV.33: variation journalière de NH_4^+ à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 03/01/2015 au 27/05/2015).

La figure IV.33 présente la variation de la concentration de la azote ammoniacal, elle varie entre 25.47 à 63.53 mg/l a l'entrée et entre 25.42 à 49.98 mg/l a la sortie, avec une moyenne de 35.36 mg/l.

L'azote ammoniacal rencontré dans les eaux usées, et dont la présence est anormale, traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique, cela explique l'élévation des teneurs en NH_4^+ de l'eau usée avant le traitement, et la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation.

IV.4.10. Nitrite (NO_2^-)

La figure suivante représente la variation NO_2^- de l'eau à brute et l'eau épurée.

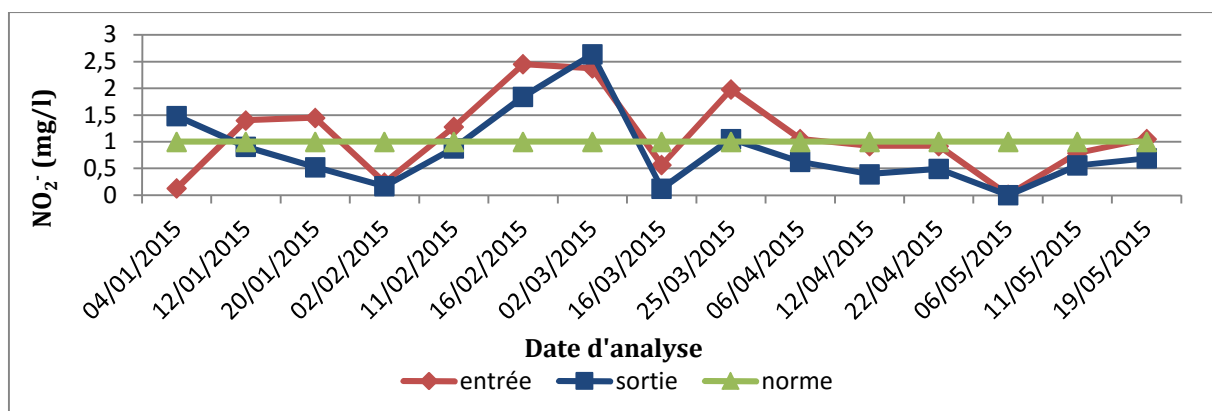


Figure IV.34: variation journalière de NO_2^- à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 04/01/2015 au 19/05/2015).

D'après les résultats obtenus, après analyse des résultats, on remarque que la teneur en nitrites des eaux, à savoir brutes et traitées est très faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0.008 mg/l et 2.45 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Les valeurs signalées après traitement varient de 0.002 mg/l à 2.64 mg/l,

Cependant, la moyenne de la concentration des nitrites au cours de suivi (0.84 mg/l) est inférieure aux normes algérienne (< 1 mg/l).

IV.4.11. Nitrate (NO_3^-)

La figure IV.34. présente la variation journalière de nitrate à l'entrée et à la sortie de la STEP.

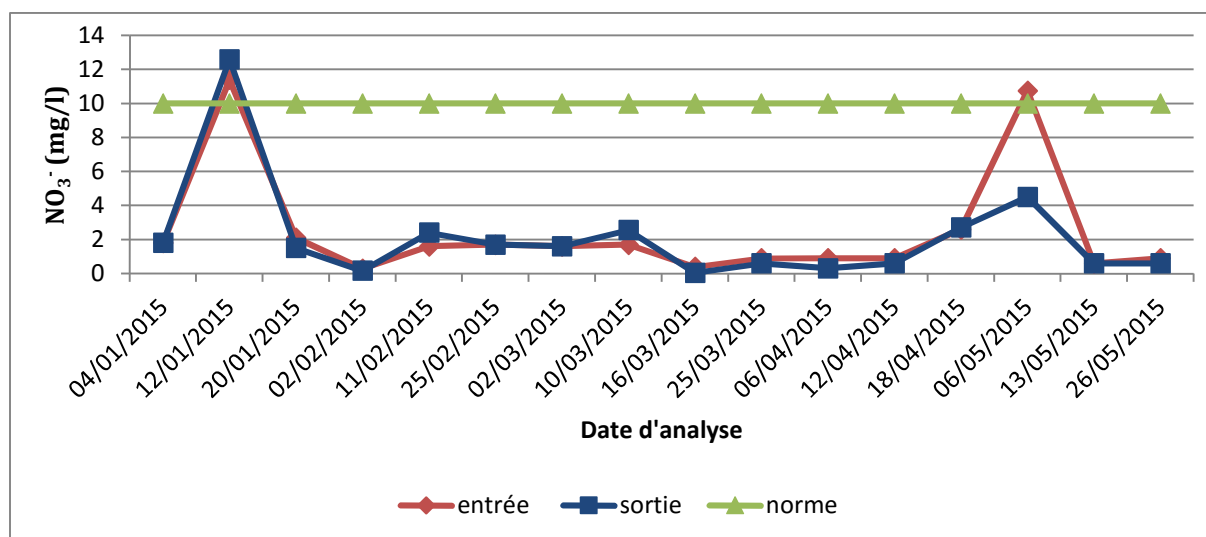


Figure IV.35: variation journalière de NO_2^- à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 04/01/2015 au 26/05/2015).

La différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous enseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0.04 mg/l et 12.6 mg/l au niveau des eaux traitées. Les valeurs signalées avant traitement varient de 0.29 mg/l à 11.4 mg/l.

Les faibles teneurs en nitrates au niveau des eaux brutes sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans les eaux résiduaires domestiques a essentiellement une origine humaine. On estime environ 13g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine [66].

Les valeurs moyenne des nitrates (2.14 mg/l) dans l'eau épurée sont largement inférieures à la limite fixée par l'OMS (soit 10 mg/l).

IV.4.12. Orthophosphates (PO_4^{3-})

La figure IV.36 présente la variation journalière du phosphore à l'entrée et à la sortie de la STEP.

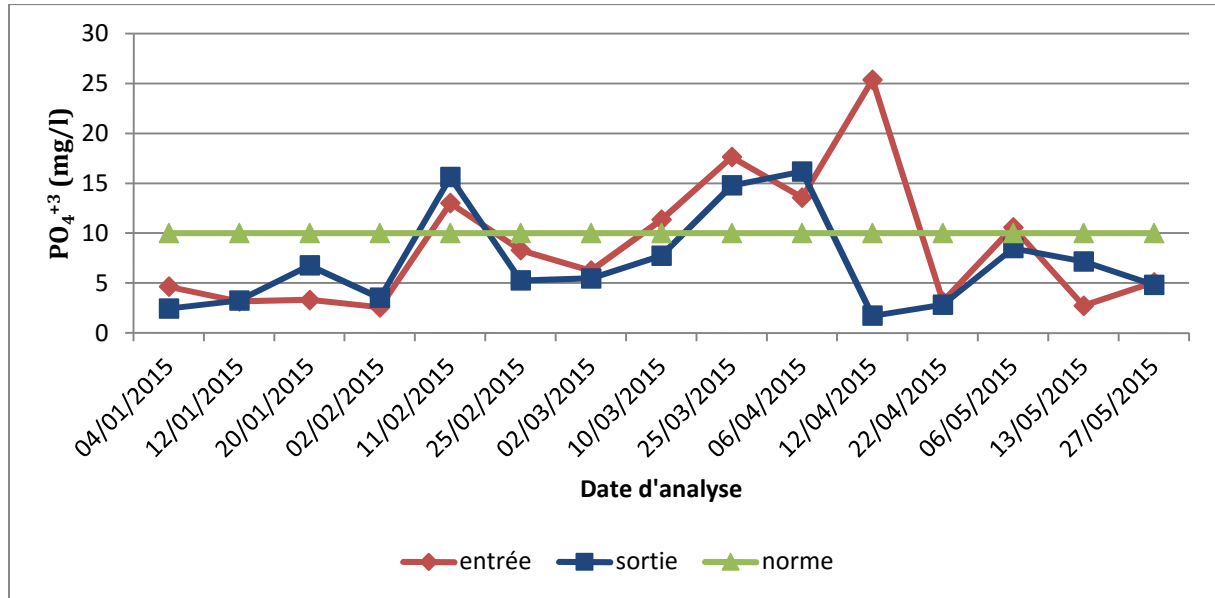


Figure IV.36: variation journalière du phosphore à l'entrée et à la sortie de la STEP (période du 04/01/2015 au 27/05/2015).

D'après les résultats obtenus, les valeurs des orthophosphates (PO_4^{3-}) varient d'un minimum de 2.57 mg/l à un maximum de 25.4 mg/l au niveau des eaux brutes concernant les eaux épurées, les concentrations oscillent entre 1.72 mg/l et 16.18 mg/l (figure IV.36). La teneur moyenne en orthophosphates des eaux traitées est 7.72 mg/l. Nous avons trois valeurs qui sont supérieures aux normes de rejet dans le milieu récepteur, la déphosphatation n'est donc pas complète dans le bassin d'aération.

IV.4.13. Paramètre de fonctionnement du process

Les performances de la station d'épuration en matière d'élimination de la pollution contenue dans l'eau sont étroitement liées aux paramètres de fonctionnement du process dont les principaux sont: charge massique, charge volumique, âge des boues, le temps de séjour, la concentration de la boues dans le bassin d'aération comme s'est présenté dans le tableau IV.1. Ce dernier donne quelques caractéristiques sur les paramètres de fonctionnement des système à boues activées.

Tableau IV.1: Paramètres de fonctionnement des systèmes à boues activées.

Paramètre	Aération prolonger	Faible charge	Moyenne charge
C_m (Kg DBO ₅ /kg MVS/j)	C _m < 0.35	0.1 < C _m < 0.2	0.2 < C _m < 0.5
C_v (Kg BDO ₅ /m ³ /j)	C _v < 0.35	0.35 < C _v < 0.5	0.5 < C _v < 2
MVS (Kg/m ³)	4 < MVS < 6	3 < MVS < 4	3 < MVS < 4
Age des boues (j)	A > 15	10 > A > 8	10 > A > 2
Temps de séjour des effluents (h)	T _s > 24	24 > T _s > 8	8 > T _s > 2

IV.4.13.1. Charge Massique

La charge massique est déterminée par la formule suivante:

$$C_m = \frac{[DBO_5] \cdot Q_j}{V_{ab} \cdot MVS} \quad (IV.1)$$

C_m: Charge massique (Kg DBO₅/Kg MVS.j);

V_{BA}: volume du bassin d'aération (m³);

MVS: concentration en matière sèche (Kg/m³);

Q_j: débit journalier d'eau usée à traiter (m³/j);

Selon les résultats indiqués, il en ressort que la STEP de Maghnia fonctionne correctement en faible charge (0.1 kg DBO₅/kg MVS.j < C_m < 0.2 kg DBO₅/kg MVS.j). A l'exception d'un léger dépassement observé supérieur à 0.2 kg DBO₅/kg MVS.j. Cette stabilisation de la charge massique dans le temps est due à la bonne gestion de la masse de boue dans le système et ceci par extractions régulières.

IV.4.13.2. Charge volumique (Cv)

Encore appelée charge organique, elle représente la masse de pollution arrivant chaque jour sur la station par unité de volume de réacteur. Son expression est:

$$C_v = \frac{[DBO_5] \cdot Q_j}{V_{ab}} \quad (IV. 2)$$

Q_j : débit journalier d'eau usée à traiter (m^3/j);

V_{BA} : volume du réacteur (m^3);

$[DBO_5]$: la concentration en demande biologique en Oxygène de l'effluent à cinq jours (kgO_2/m^3).

D'après la figure IV.38, on remarque que la STEP fonctionne en faible charge ($0.5 < C_v < 2$), avec un léger dépassement pour certains jours.

IV.4.13.3. Temps de séjours

Le temps de séjour correspond à la durée de rétention de l'eau dans le bassin d'aération. Il est calculé à partir de la formule suivante:

$$T_s = \frac{V}{Q_j} \quad (\text{IV.3})$$

Avec: T_s : temps de séjour de l'eau (h);

V : volume du bassin d'aération (m^3);

Q_j : débit d'eau à traiter (m^3/h).

En examinant les résultats indiqués sur la figure IV.39, on remarque que le temps de séjour varie entre 8 et 24h, ce qui montre que la STEP fonctionne en faible charge.

IV.4.13.4. Indice des boues (IB) ou Indice de Mohlman (IM)

L'indice de MOHLMAN permet de traduire la bonne disponibilité ou non, des boues à la décantation .

- Si $80 < IM < 150$ bonne décantation
- $IM < 50$ boue d'aspect granuleux, risque de former des dépôts;
- $IM > 200$ boue en gonflement (foisonnement, bulking) développement exagéré des bactéries filamenteuses [11]. l'indice des boues est exprimé en $ml.g^{-1}$ de MES et est défini par la formule suivante:

$$IB = \frac{V}{M} \quad (IV.4)$$

V: volume de boue décanté en trente minutes (en $ml.l^{-1}$);

M: concentration des matières en suspension dans l'éprouvette (en $g.l^{-1}$).

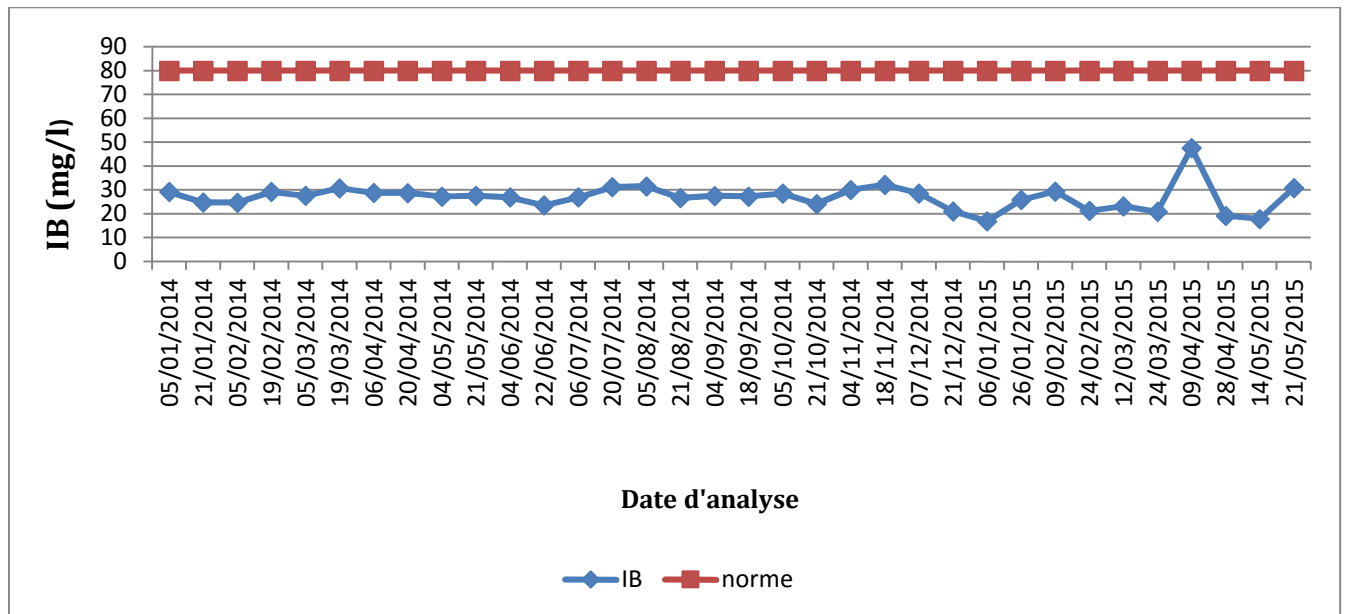


Figure IV.40: variation de l'indice des boues (IB) dans le bassin d'aération de la STEP (période du 05/01/2014 au 21/05/2015).

Les valeurs de (IM) oscillent entre 16.93 et 47.62 mg/l . Des valeurs qui sont inférieures à 80 mg/l caractérisant ainsi et selon Rejesk une boue qui décante trop rapidement d'où le risque d'avoir des dépôts dans les ouvrages et les canalisations.

IV.4.13.5. La biodégradabilité (K)

L'estimation du coefficient de biodégradabilité K est très important pour la recherche de la qualité de l'effluent qui est le rapport entre la demande chimique d'oxygène et la demande biologique, pour déterminer s'il y a des composants qui influencent la dégradation des matières organiques (les détergents).

$$K = \frac{DCO}{DBO_5}$$

Si:

- $1 < K < 1.5$: l'effluent est biodégradable;
- $1.5 < K < 2.5$: l'effluent est moyennement biodégradable;
- $K > 2.5$: l'effluent n'est pas dégradé.

Un coefficient K élevé peut traduire la présence dans l'eau d'éléments inhibiteurs de la croissance bactérienne tels que les détergents et les hydrocarbures. Pour une eau usée domestique K est entre 2 et 2.5 [67].

Le rapport DCO / DBO5 détermine la possibilité de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologique. Les valeurs sont comprises entre 0,69 et 7,64, on remarque que quatre pics pour les jours (20/11/2012, 25/02/2013, 23/06/2013, 13/08/2013) avec des valeurs respectives de (7.64, 6.3, 5.08, 2.96) dépassent les normes (2.5). Dans ce cas, les eaux qui arrivent à la STEP sont mélangées avec des eaux d'origine industrielle qui sont raccordées au même réseau d'assainissement (réseau unitaire). Avec une moyenne de 1,88 (Figure IV.41). Pour les valeurs qui restent durant toute cette étude, elles inférieures à 3 ce qui signifie selon Cardot [67], l'effluent possède une bonne biodégradabilité.

IV.5 Conclusion

D'après les graphes obtenues on remarque que la STEP de Maghnia donne dans la plupart des cas de bon résultat qui sont conforme à la norme algérienne, les dépassements enregistrés sont observés pour l'année 2015 et sont dus au fait que la STEP était en phase de maintenance et de nettoyage.

Conclusion

Générale

Les dernières années ont été marquées en Algérie par un effort important et croissant consacré à la lutte contre la pollution, surtout dans le domaine de la protection et de la valorisation des ressources en eau. Cet effort s'est matérialisé par un large développement d'installation des stations d'épuration des eaux usées et par un suivi plus efficace de leurs performances.

L'épuration des eaux usées par le procédé des boues activées repose sur l'activité d'une culture bactérienne aérobie, maintenue en suspension dans un ouvrage spécifique alimenté par l'effluent à traiter et appelé bassin d'aération. L'aération est un élément clé d'une station d'épuration pour fournir l'oxygène aux microorganismes pour dégrader la pollution carbonée.

Les problèmes biologiques et les problèmes de décantation, encore fréquents, limitent la fiabilité des stations d'épuration à boues activées. Complexes dans leur compréhension, leur maîtrise est parfois délicate pour les opérateurs chargés d'assurer le bon fonctionnement des installations.

Les difficultés de décantation ont pour origine des problèmes liés aux :

- Flocculation des boues;
- Densité des boues;
- Compaction des boues.

L'étude a porté sur la station des eaux usées à boue activée de Maghnia, assurée par un réseau d'assainissement unitaire qui est caractérisé par des débits d'entrée irréguliers dans le temps (influence des eaux de pluies, rejets d'abattoirs, rejets des stations de lavage).

L'analyse des paramètres de pollution (DBO_5 , MES, DCO, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) est faite selon les normes en vigueur. Notre étude a montré que les valeurs trouvées respectent les normes de rejet à la sortie de la STEP, à l'exception de l'année 2015 où on remarque que les rejets dépassent les normes et cela est dû à la charge excessive causée par les travaux de nettoyage des bassins.

l'élimination de la DBO_5 , DCO, et des MES avec des rendements proches respectifs pour les années 2013 et 2014 (90.04 %, 84.62 %, et 87.62 % pour 2013 et 91.37%, 84.58%,

87.83% pour 2014). alors que les rendements en 2015 on enregistrés une légère baisse (78.35%, 71.30%, 64,20%).

En ce qui concerne la charge massique, elle varie 0.1-0.2 kg DBO₅/kg MVS/j ce qui implique un bon fonctionnement en faible charge.

La charge volumique de la STEP a observée de légères instabilités qui ont atteint 1.5 kg DBO₅/m³/j.

Le temps de séjour est compris dans l'intervalle 7 et 12h correspondant à un fonctionnement en faible charge.

Pour les années 2014 et 2015, l'indice de boue de la station de maghnia est compris entre 16.93et 47.62 mg/l, ces résultats sont inférieures à 100 mg/l, ce paramètre indique une décantation facile, ce qui prouve bien que la station est bien dimensionnée.

Le coefficient de biodégradabilité des effluents montre que les eaux des villes étudiées sont purement domestiques et favorables pour un traitement de type boue active.

la présence de la mousse en 2015 est liée à une mauvaise exploitation de la station (Mauvais fonctionnement du déshuileur : problème mécanique, absence d'oxymètre au niveau du bassin d'aération pour contrôler le taux d'O₂ dissous, arrêts quotidiens des aérateurs).

La station de Maghnia donne de bon rendement épuratoire, mais nous recommandons la prise de certaines dispositions au niveau de l'exploitation (gestion des boues et de l'aération, optimisation des conditions de brassage, réduction du temps de séjour des boues en clarification,...) pour maintenir un bon fonctionnement et une longévité a la STEP.

*Référence
Bibliographique*

- [1] Hartani, T, (2004), La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Algérie, Projet INCO-WADEMED Actes du Séminaire Modernisation de l'Agriculture Irriguée Rabat.
- [2] Medkour M, (2003), Réutilisation des eaux usées épurées, Séminaire sur le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en eau. 12 p.
- [3] ONA-dz.org/l-ona-en-chiffres (consulté 23-05-2015)
- [4] Dafri A, (2008), Biodégradation des crésols par le microbiote des eaux usées de la ville de Constantine. Mémoire de Magister N°308 ; en microbiologie appliquée, Université Mentouri Constantine, Faculté des science de la nature et de la vie, 60p.
- [5] Salghi R, (2001). Différentes filières de traitement des eaux, Université de Rabat, 22 p.
- [6] Kenkins, David et al, (1986), Manual of causes and control of activated sludge bulking and Foaming, Ridgeline Press, Lafayette. CA 94549-U.S.A.
- [7] Gaid A, (1984), « Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I », édition OPU, Alger.
- [8] Thomas O, (1955), Météorologie des eaux résiduaires, Tec et Doc, Ed Lavoisier, Cedeboc, 135-192 p.
- [9] Madjouri H, Amouria H. (2007). Contribution au traitement des eaux usées en vue de leur réutilisation en irrigation Étude site- S.T.E.P de Touggourt. Mém. D.E.A. Traitement des eaux et des fluide. Univ. de Ouargla.85p.
- [10] Bouziani. M. (2000) la pénurie aux maladies; édition Ibn-khaldoun, P 260.
- [11] Regsek F, (2002), analyse des eaux, aspect réglementaire et techniques, Edition scrérén CRDPA quitaine, Bordeaux.
- [12] Salem A, (1990), Rapport national de l'Algérie , stratégie de la gestion des eaux dans le bassin méditerranéen, bureau d'étude d'ingénierie et de services BEIS Alger, P11-147.
- [13] Richarde C, (1996), les eaux; les bactéries; les hommes et les animaux; Edition Elsevier; Paris , P138.
- [14] Tekfi K, (2006), « étude des performances épuratoires d'une station d'épuration des boues activées », mémoire pour l'obtention de diplôme de DEUA. Option traitement et épuration de l'eau, département hydraulique, université Tlemcen.
- [15] Raissi O, (2005), « Réutilisation des eaux épurées et des boues résiduaires des stations d'épuration ».
- [16] Baumont S, Camard J P, Lefranc A, Franconi A, (2004), Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, pp 220.



Référence bibliographique

- [17] Traité de l'environnement, Technique de l'ingénieur, Volume G1210.
- [18] Vaillant J R, (1974) Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires: eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles, Edition, Eyrolles, Paris,.
- [19] Rodier J,(2005) L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer, 8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 1008-1043.
- [20] Aoulmi Sofiane, (2007), Conception de la station d'épuration dans la ville d'Eddine (W. Ain Defla), thèse de l'école nationale supérieure de l'hydraulique.
- [21] Mizi A, (2006), Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar. ANNABA.
- [22] Alain Botta, Laurence Bellon, (2001) Pollution de l'eau et santé humaine. Laboratoire de biogénotoxicologie et mutagenèse environnementale. Université Euro Méditerranée TEHYS.
- [23] Duguet J-P ; Bernazeau F ; Cleret D ; Gaid A ; Laplanche A ; Moles J, Monteil A ; Riou G ; Simon P, (2006), Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine, 1 ère édition. ASTEE (Association Scientifique et Technique pour L'environnement),.
- [24] Rodert Thomazeau, (1981), Station d'épuration, Eaux potables-Eaux usées, Edition technique et Documentation, Paris.
- [25] Mechat. F, (2006), Etude des paramètres physico-chimique avant et après traitements des rejets liquides de la raffinerie de SKIKA. Mémoire de magister.
- [26] Taradat M H, (1992),Chimie des eaux. Première, le griffon d'argile inc, canada. 537p.
- [27] Suschka J, Ferreira E. (1986), Activated sludge respirometric measurements, Water research, 1986, pp.137-144.
- [28] Metahri Mohammed Saïd, (2012), Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzo.
- [29] Brigitte Donnier, La pollution chimique en méditerranée, Laboratoire C. E. R. B. O. M., Nice, France.
- [30] Ladjel F, (2006), Exploitation d'une station d'épuration à boue activée niveau 02. Centre de formation au métier de l'assainissement. CFMA-Boumerdes. 80p.
- [31] Desjardins Raymands, (1997), « Traitement des eaux »,deuxième édition, Montréal.

Référence bibliographique

- [32] Cherki F, Et Hesas H, « étude de l'abattement de la charge polluante azotée en station d'épuration à boues activées », mémoire pour l'obtention de diplôme de DEUA. Option traitement et épuration de l'eau, département hydraulique université Tlemcen.
- [33] Yahlatene S, Tahirim El Tladj, (2011), « Réflexion sur la caractérisation physico-chimique, des effluents Liquides rejetés dans la grande sebkha d'Oran », mémoire d'ingénieur, université des sciences et de la technologie d'Oran.
- [34] Pierre J, Lienard A, Heduit A, P Duchene, (1990), « Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités », Document technique.
- [35] Feray C, (2000), « Nitrification en sédiment d'eau douce : incidence de rejets de station d'épuration sur la dynamique de communautés nitrifiantes », Thèse de doctorat sciences naturelles, Écologie microbienne. Université Claude Bernard-Lyon, Lyon, France, 204 p.
- [36] Ghazi M, « Cours de l'épuration des eaux usées », département hydraulique option traitement et épuration de l'eau, université Tlemcen. (Consulté le 27 Février 2015).
- [37] POTLON J L, Et ZYSMAN K, (1998), le guide des analyses de l'eau potable ,ED,SEPT, France ,P 79-213.
- [38] Asano T, (1998), Irrigation with Reclaimed municipal waste water: California Experiences. Options Méditerranéennes. Série A. Séminaire Méditerranéen 1. Reuse of Low, Quality Water for Irrigation in Mediterranean Countries.
- [39] CSHPF, (1995), « Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines », conseil supérieur d'hygiène publique de France section des eaux ; 22p.http://www.sante.gouv.fr/dossiers/cshpf/re_1095_desinfection.htm (consulté le 6-02-2015).
- [40] Saggai M M, (2004), Contribution à l'étude d'un System d'épuration à plantes macrophites pour les eaux usées de la ville de Ouargla. Mem. Mgister. Univ. Ouargla.64p.
- [41] Bekkouche M, Zidane F, (2004), Conception d'une station d'épuration des eaux usées de la ville de Ouargla par lagunage. Mem. Ing. Hydraulique saharienne. Univ. de Ouargla.67p.
- [42] Banzaoui N Et Elbouz F, (2009), Epuration des eaux usées par les procédés des boues activées au niveau de la commune de Touggourt. Mem.Ing. chimie.Univ. de Annaba.
- [43] www.europelec.com/prétraitement, (consulté le 06/06/2015)
- [44] Telli Sidi Mohamed, (2013), Etude sur la valorisation par séchage solaire Des boues d'épuration des Eaux urbaines – cas de la station d'Office Nationale d'Assainissement (ONA)- Tlemcen, mémoire master génie énergétique université de tlemcen.
- [45] <http://traitementeaux.e-monsite.com/pages/iii-procedes-de-traitement/iii-a-les-principaux-> (consulté le 06/06/2015).

Référence bibliographique

- [46] <http://alaprevert.blogspot.com/2014/06/visite-de-la-station-depuration.html>, (consulté le 06/06/2015).
- [47] Hadjou Belaid Z,(2013), « Contribution à l'étude des dysfonctionnements relevés dans une station d'épuration, étude du cas : STEP d'Ain El Houtz », Mémoire de master en hydraulique, Université Abou-Bakr Belkaid de Tlemcen.
- [48] Faiza Mekhalif, (2009). Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement,.
- [49] Boumediene Amine, (2013), (bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration a boues activées: cas de la STEP AIN EL HOUTZ). Mémoire de licence en hydraulique, Université Abou-Bakr Belkaid de Tlemcen.
- [50] Josep P, (2002), « station d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation ».
- [51] Rejasse Sandrine, Juillet (2009), « Optimisation du fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées de 10 000 EH, Trélassac », Mémoire d'ingénieur de l'ENGEES, Promotion Indre.
- [52] Karima Allaoui, (2009),«Modélisation hydraulique d'une bassin d'aération des stations d'épuration des eaux usées » Mémoire magister en hydraulique, université Badji Mokhtar - annaba.
- [53] C.C.I Troyes, (2002). Eaux usées et assainissement. Les traitements adaptés.
- [54] Dahou Abderahim, Brek Adem, (2013), lagunage aéré en zone aride performance épuratoires cas de (région d'ouaregla). mémoire master académique. université de ouaregla.
- [55] Faiza Mekhalif,(2009), réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de magister en chimie, Université de skikda.
- [56] Dhaouadi H, (2008), Traitement des eaux usées urbaines, les procédés biologiques d'épuration. Thèse, Université Virtuelle de Tunis, 34 p.
- [57] Belhani, Mahdi, Bourgois, Jacques Et Pons, Marie-Noëlle. (2008). Analyse du cycle de Vie : Epuration des eaux usées urbaines. Revue technique de l'ingénieur.
- [58] Dégrémont. 1972. mémento technique de l'eau, Ed ; Lavoisier, Paris,
- [59] Latifa Kahim, Hanane Idabdellah,(2013). L'impact des dysfonctionnements rencontrés au niveau des bassins d'aération de la Station d'Epuration et de Réutilisation des Eaux Usées de Marrakech sur la qualité des eaux traitées. Mémoire licence en science et technique, université de marakeche.
- [60] Bakkal Fatima Zahra, Bennani Oumaima, (Optimisation du fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées de Marrakech), Mémoire, université MARRAKECH.

Référence bibliographique

- [61] Franck R, (2002), Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, pp165-239.
- [62] Attab Sarah, (2011), amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées la station d'épuration haoud berkaoui par l'utilisation d'un filtre à sable local), Mémoire de magister en biologie, université ouaregla.
- [63] ONA, fiche technique de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Maghnia.
- [64] Baha Souad, Bensari Fatima, (2014) , Epuration des eaux usées domestiques par les boues activées : Etude de la performance de STEP de AIN EL HOUTZ Mémoire de master en Hydraulique, université de tlemcen.
- [65] Blieffert C, Perraud R, (2001),Chimie de l'environnement: Air, Eau, Sol, Déchets, Edition de Boeck, pp 317 à 477.
- [66] Chocat B, (1997), Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Edition Techniques et documentations, Paris, pp1124.
- [67] Cardot C, (1999), Génie de l'environnement : les traitements de l'eau. Paris : Ellipses. 247p.