



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de L'enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Faculté de Technologie

Département d'Hydraulique

**Projet de fin d'études pour l'obtention du Diplôme de Master en
Hydraulique**

Option : Technologie de traitement des eaux

**Comparaison quantitative et qualitative d'élimination d'azote et
du phosphore dans les deux STEP : Ain Tolba et Ain El Houtz**

Soutenue le : Juin 2017

Présenté par :

IRIOUT Hanane

KRAINE Karima

Devant les membres du jury :

Mr. BENTALHA. Ch

Président

Mr. HABI. M

Examineur

Mr. BENADDA.L

Examineur

Mr. CHIBOUB. A

Encadreur

Mr. BOUMEDIEN. M

Encadreur

Promotion : 2016/2017

Remerciements

Merci ALLAH de nous avoir donné la capacité d'écrire et de réfléchir, la force d'y croire, la patience, d'aller jusqu'au bout du rêve et la volonté de mener à terme le présent travail.

Je tiens à remercier :

Monsieur *CHIBOUB FELLAH ABDELGHANI* pour m'avoir encadré, fait partager ses connaissances scientifiques, et m'avoir prodigué ses conseils avisés.

Monsieur *BOUMEDIENE MAAMAR* d'avoir accepté de Co-encadrer ce travail et pour ses conseils judicieux.

Monsieur *BENTALHA CHAKIB* président de jury, et monsieur *HABI MOHAMMED, BENADDA LOTFI* membres de jury, pour avoir accepté de bien vouloir juger notre mémoire, et y avoir contribué par leurs remarques et leurs corrections.

Nous voudrions remercier aussi l'ensemble du personnel des deux stations d'Ain Tolba et d'Ain Houtz pour leurs aides.

J'adresse aussi mes remerciements à toutes les personnes, qui, de près ou de loin, ont contribué à l'élaboration de cette mémoire.

Dédicace

A ma très chère mère DERRAZ Zoulikha

Affable, honorable, aimable : Tu représentes pour moi le symbole de la bonté par excellence, la source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi.

Ta prière et ta bénédiction m'ont été d'un grand secours pour mener à bien mes études.

Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour exprimer ce que tu mérites pour tous les sacrifices que tu n'as cessé de me donner depuis ma naissance, durant mon enfance et même à l'âge adulte.

Tu as fait plus qu'une mère puisse faire pour que ses enfants suivent le bon chemin dans leur vie et leurs études.

Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond amour. Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.

A mon Père KRAINE Abd El-sallam

Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu pour vous.

Rien au monde ne vaut les efforts fournis jour et nuit pour mon éducation et mon bien être.

Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour mon éducation et ma formation.

À MES CHERS PETITS NEVEU ET NIECE

Firas et Narimen

A mon très cher frère Fouzi, son épouse Laila

A ma très chère grande sœur Faiza

A ma très chère sœur Sabrina, son mari Lahbib

A tous les membres de ma famille, petits et grands...

A mon très cher ami et mon âme, DERDAK

Sidi Mohammed

Quand je t'ai connu, j'ai trouvé mon âme sœur et la lumière de mon chemin.

Ma vie à tes côtés est remplie de belles surprises.

Tes sacrifices, ta gentillesse sans égal, ton profond attachement m'ont permis de réussir mes études.

Que dieu réunisse nos chemins pour un long commun serein et que ce travail soit témoignage de ma reconnaissance et de mon amour

Sincère et fidèle.

A mes chères ami (e)s

IRIOUTh Hanane, KADOUCI Zineb, BENTRAR Nassima, DERDEK Samira, Assia, Asma, Imen, Latifa, Noura, Hanane, Hiba, Noren.

A mes chers collègues de la faculté du Abou Baker Belkaid et on particulier à ma promotion d'hydraulique.

KRAINE KARIMA

Dédicace

Grâce à Allah tout puissant, je dédie ce modeste travail :

*A L'étoile brillante ma source de tendresse, l'être la plus chère dans le monde ma mère **Rahma**, qui a œuvré pour ma réussite, de par son amour, son soutien, tous les sacrifices consentis et ses précieux conseils, pour toute son assistance et sa présence dans ma vie.*

*A mon idéal, l'être le plus généreux, mon très chère **papa Ahmed**, qui peut être fier et trouver ici le résultat de longues années de sacrifices et de privations pour m'aider à avancer dans la vie, Ainsi que pour leurs conseils et orientations.*

*A mes frères : **Mohammed** et son épouse, **Zoubida**.*

***Abd El Kader** et ses fiançais **Nassima**.*

Djalal** et son épouse, **Fatima Zohra** Et **Nabil

*A ma chère sœur : **Samira***

Pour les efforts et l'attachement qu'ils m'ont fourni pour me supporter.

*A mes petits chers **Achref** et **Aymen**, mes plus grandes sources de bonheur, j'espère que la vie leur réserve le meilleur.*

*A mon amie de la vie : **Khaled***

Quand je t'ai connu, j'ai trouvé l'amie de ma vie

Ton soutien moral, ta gentillesse sans égal, ton profond attachement m'ont permis de réussir mes études.

A mon binôme : Nawel

A mes chers collègues : Keltoum et Sara ...Etc.

A tous mes cousines et mes cousins : Ayoub, Amine et Jalilo.

*A tous mes amis spécialement de promo d'hydraulique Option : Technologie et
Traitement des Eaux (TTE) 2016-2017.*

A tous mes enseignants qui nous donnent le maximum durant nos études.

*A chaque personne qui a contribué à la réalisation de ce travail de près comme de
loin.*

Sommaire

Introduction générale	2
Chapitre I : Généralités sur l'épuration Biologique	
I.1. Introduction	4
I.2 Définition des eaux usées	4
I.3. Les principaux rejets polluants	4
I.3.1. Eaux usées domestiques.....	4
I.4.la pollution des eaux usées.....	5
I.4.1. Classification de la pollution des eaux.....	5
I.5. Paramètres de pollution des eaux	6
<i>I.5.1 Les paramètres physico-chimiques</i>	6
I.5.1.1 La température	6
I.5.1.2 Le potentiel d'Hydrogène (pH).....	6
I.5.1.3 La turbidité.....	6
I.5.1.4 Les matières en suspension (MES)	6
I.5.1.5 La conductivité électrique (CE).....	7
I.5.1.6 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	7
I.5.1.7 La demande chimique en oxygène (DCO).....	8
I.5.1.8 La biodégradabilité	8
I.5.1.9 Oxygène dissous	8
I.5.1.10 Carbone organique total (COT)	8
I.5.1.11 Azote.....	9
I.5.1.12 Phosphore total PT	9
I.6. L'équivalent habitant	9
I.7. Objectif de l'épuration biologique :	9
I.8. Différents procédés d'épuration	9
I.8.1 Les lits bactériens :.....	10
I.8.2 Les disques biologiques :	11
I.8.3 Les boues activées :	11

I.8.4 Le lagunage :	12
I.9. Description des phénomènes biologiques.....	13
I.10. Description du métabolisme microbienne	13
I.10.1. Le métabolisme aérobie :	13
I.10.2 Etude du métabolisme anaérobie :	16
I.11. La déphosphatation :	17
I.12. Influence des conditions du milieu sur les phénomènes biologiques :	17
I.12.1. Influence du pH :	17
I.12.2. Influence de la conductivité :	18
I.12.3. Influence de la température :	18
I.12.4. Effet de l'oxygène dissous (O₂) :	18
I.12.5. Effet de la charge organique :	18
I.12.6. Effet des produits toxiques :	18
I.12.7. Effet de la salinité :	18

Chapitre II : Problématique de la pollution azotée Et phosphatée

II.1. Introduction :	23
II.2. Origine et formes de l'azote dans les eaux usées	24
II.3. Impact de l'azote sur le milieu naturel	25
II.4 Réactions de transformation de l'azote dans l'eau	25
II.4.1. L'ammonification :	26
II.4.2. L'assimilation :	26
II.4.3 La nitrification -dénitrification	26
II.4.3.1 La nitrification :	26
II.4.3.2 La dénitrification	27
II.4.4 Bilan de la nitrification-dénitrification	27
II.4.4.1 Bilan de la nitrification :	27
II.4.4.2 Bilan de la dénitrification :	27
II.5 Paramètres influés sur la nitrification-dénitrification	28
II.6 Paramètres influençant le fonctionnement des bassins d'aération	29
II.7 Le Phosphore :	35
II.7.1 Problématique de la pollution phosphatée :	36

II.7.2 Exigences aux stations d'épuration en matière de rejets	Erreur ! Signet non défini.
II.7.3 Élimination du phosphore :.....	37
II.7.3.1 Traitement biologique du phosphore :.....	37
II.7.3.2 l'assimilation du phosphore :.....	37
II.8 processus de suraccumulation du phosphore :.....	37
II.9 Le traitement physicochimique du phosphore.....	38
II.10.Conclusion :.....	39

Chapitre III : Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

III.1. La Station d'épuration de Ain Tolba.....	42
III.2. Description du procédé	42
III.2.1 Dégrilleurs :.....	43
III.2.2 Bassin sélecteur d'homogénéisation :	44
III.2.3 Bassins d'aération (1 ^{er} et 2 ^{eme} étages) :.....	45
III.2.4 Bassins de décantation/clarification :.....	47
III.2.5. Ouvrages de traitement des boues	49
III.2.6 Bâtiment d'exploitation :.....	51
III.3. Présentation STEP de AIN Houtz :	51
III.3.1. Introduction :.....	51
III.3.2. Présentation de la station d'épuration :	52
III.3.3 Description du processus de traitement:.....	52
III.3.3.1 Description des installations :.....	53

Chapitre IV : Matériels et méthodes

IV.1. Introduction.....	60
IV.2. L'échantillonnage	60
IV.3. Analyses physico-chimique effectuées à la STEP d'Ain Tolba.....	60
IV.3.1. La température :	60
IV.3.2. Le pH	60
IV.3.3. Les Matières en suspension.....	61
IV.3.4. La demande biochimique en oxygène :.....	62
IV.3.5. Dosage de la demande chimique en oxygène (DCO) :	63
IV.3.6.Dosage de l'ammoniac (NH ₃) :.....	65

IV.3.7. Dosage des nitrates (NO_3^-):	65
IV.3.8. Dosage des nitrites (NO_2^-):	66
IV.3.9. Dosage des phosphates (PO_4^{3-}):	66
IV.3.10. Indice de volume des boues (IVB):	67
IV.4. Matériel et méthodes utilisées à la STEP Ain HOUTZ	68
IV.4.1. La température	68
IV.4.2. Le potentiel Hydrogène (pH)	68
IV.4.3. L'oxygène dissous	68
IV.4.4. Les Matières en suspension	69
IV.4.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO5)	71
IV.4.6. Dosage spectroscopique	72

Chapitre V: Résultats et discussions

V.1. Introduction :	77
V.2. Résultats et interprétations :	77
V.2.1. Le pH	77
V.2.2. La température	78
V.2.3. Matières en suspension (MES)	79
V.2.4. Demande biologique en oxygène (DBO5)	80
V.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)	81
V.3. Matières azotées	82
V.3.1. Azote ammoniacal (NH_4^+)	82
V.3.2. Nitrites (NO_2^-)	84
V.3.3. Nitrate (NO_3^-):	85
V.3.4. phosphates :	86
V.3.5. Rendement d'abattement de l'azote minéral	87
V.4. Paramètres de fonctionnement de processus :	88
V.4.1. Charges massiques :	88
V.4.2. Charge volumique (Cv)	89
V.4.3. Temps de séjours	90
V.4.4. Concentration de boues dans le bassin d'aération	91
V.5. Comparaison des résultats	92

V.5.1 matière en suspension (MES) :.....	92
V.5.2 demande biochimique en oxygène (DBO ₅) :	93
V.5.3 demande chimique en oxygène (DCO) :	94
V.5.4. Ammonium (NH ₄ ⁺) :.....	95
V.5.5 Nitrites (NO ₂ ⁻) :.....	96
V.5.6 Nitrates (NO ₃ ⁻) :	96
V.5.7 Phosphates (PO ₄ ³⁻) :	97
V.6. Conclusion.....	98
Conclusion Générale :.....	100
Bibliographie.....	103

Liste des figures

Figure I. 1: Lit bactérien [36].	10
Figure I. 2: Schéma de principe d'une filière type de disques biologiques [36].	11
Figure I. 3: Schéma de principe du procédé de traitement par boues activées.	12
Figure I. 4: Le principe d'un lagunage aéré [37].	13
Figure I. 5 : Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée [29].	15
Figure I. 6: Les différentes phases de la métabolisation anaérobie.	16
Erreur ! Signet non défini.	
Figure III. 1 : photo de la STEP de Ain Tolba (AIN Témouchent).	42
Figure III. 2: photo des grilles grossières.	44
Figure III. 3 : photo du bassin sélecteur d'homogénéisation.	45
Figure III. 4 : photo du bassin d'aération.	46
Figure III. 5 : photo du clarificateur.	48
Figure III. 6 : photo de digesteur de boue.	49
Figure III. 7 : photo d'un lit de boues en cours de séchage.	51
Figure III. 8: photo de la STEP de Ain houtz (Tlemcen).	52
Figure III. 9: Photo du déversoir d'orage.	53
Figure III. 10: Grille grossière manuelle.	54
Figure III. 11 : photo des grilles mécanisées (2 unités).	54
Figure III. 12: photo du dessableur déshuilleur.	55
Figure III. 13: photo de bassins d'aérations.	56
Figure III. 14: photo du décanteur secondaire.	56
Figure III. 15 : photo du bassin de chloration.	57
Figure III. 16: photo de l'épaississeur.	57
Figure III. 17: Lits de séchage.	58
Figure IV. 1: Photo de l'Ultra-metre.	61
Figure IV. 2: Dispositif de filtration sous vide.	62
Figure IV. 3: Photo du four DRB 200 réacteur.	64
Figure IV. 4: Photo du spectrophotomètre DR 900 Hach.	64
Figure IV. 5: Photo de l'Indice de volume des boues.	67
Figure IV. 6: Photo du pH-mètre (pH 90 WTW).	68
Figure IV. 7: Photo de l'oxymètre (HANNA-HI 9146).	69
Figure IV. 8 : Dispositif de filtration sous vide (Pioneer TM).	70
Figure IV. 9: balance de précision électronique.	70
Figure IV. 10: Photo du flacon à D.B.O avec oxytope.	71
Figure IV. 11: Photo du D.B.O mètre (VELP SCIENTIFICA).	72
Figure IV. 12: Photo du spectrophotomètre HACH DR/2000.	73
Figure IV. 13: Photo des réactifs de la D.C.O.	75
Figure IV. 14: Photo du réacteur d'oxydation de la D.C.O (HACH).	76
Figure V. 1 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP Ain Tolba.	78
Figure V. 2: Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain tolba.	79
Figure V. 3: Variation de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain tolba.	80
Figure V. 4: Demande biologique en oxygène (DBO ₅) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain tolba.	81
Figure V. 5 : Demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain Tolba.	82
Figure V. 6: Evolution du N-NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP Ain Tolba.	83
Figure V. 7: Abattement de NH ₄ ⁺ de la STEP.	84
Figure V. 8 : Variation de N-NO ₂ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain Tolba.	85
Figure V. 9: Variation de N-NO ₃ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain Tolba.	86
Figure V. 10 : Variation de PO ₄ ³⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain Tolba.	86

Figure V. 11 : Abattement de l'azote minéral de la STEP	87
Figure V. 12 : Variation de la charge massique (Cm) dans le bassin d'aération de la STEP.....	88
Figure V. 13 : Variation de la charge volumique (Cv) dans le bassin d'aération de la STEP.....	90
Figure V. 14 : La variation du temps de séjour de l'eau dans le bassin d'aération d'Ain Houtz.....	91
Figure V. 15 : Variation de la matière volatile en suspension (MVS) dans le bassin d'aération de la STEP d'Ain Houtz.	92
Figure V. 16 : concentration des matières en suspension de l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP	93
Figure V. 17 : demande biochimique en oxygène de l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.	94
Figure V. 18 : La demande Chimique en oxygène à l'entrée et à la sortie des deux STEP.....	95
Figure V. 19 : variation de la teneur de NH_4^+ à l'entrée et à la sortie des deux STEP.	95
Figure V. 20 : La variation de N-NO_2^- à l'entrée et à la sortie des deux STEP.	96
Figure V. 21 : variation de la teneur des NO_3^- de l'eau usées à l'entrée et à la sortie des deux STEP.	97
Figure V. 22 :La variation de PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie des deux STEP.	97

Liste des tableaux

Tableau II. 1: Rendement de nitrification en fonction de la charge massique et la concentration en O2 [28]	Erreur ! Signet non défini.
Tableau V. 1 : définie les différents domaines des charges massique.....	89
Tableau V. 2: différents domaines des charges volumique.....	90

Liste des Abréviations

Cm :	La charge massique exprime en kg DBO5 / kg MVS.j.
CO2 :	gaz de carbone.
COT :	Carbone total organique.
CE :	Conductivité Electrique.
CV :	La charge volumique exprimé en kg O ₂ .m ³ .j-1.
DBO5 :	Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours (mg/l).
DCO :	Demande Chimique en Oxygène (mg/l).
DBR :	disque biologique relatif
EH :	l'équivalent habitant.
H2O :	eau.
H+ :	Hydrogène
HCO3 :	Bicarbonate
HNO₃ :	acide nitrique
HNO₂ :	acide nitreux
K :	constatant de la biodégradabilité.
KOH :	hydroxyde de lithium
MES :	Matière En Suspension (mg/l).
MMS :	matière minérale sèche (mg/l).
MO :	matière organique.
MVS :	matière volatile en suspension (mg/l).
MMS :	matières minérales sèche (mg/l).
MO :	matière organique.
MVS :	matière volatile en suspension (mg/l).
NH₄OH:	ammoniaque
N₂ :	diazote
NO₂⁻ :	ion nitrite (mg/l).
NH₄⁺ :	azote ammoniacal (mg/l).
NH₃:	ammoniac (mg/l).

Norg :	Azote organique.
NTK :	azote total kjeldahl (mg/l,g.m-2 d-1)
NO₃⁻ :	ion nitrate (mg/l).
ONA :	Office National d'Assainissement.
O₂ :	oxygène dissous
PH :	potentiel Hydrogène.
STEP :	Station d'Épuration.
T :	Température.
Ts :	temps de séjour (h).
VBA :	volume de bassin d'aération (m ³).
Qj :	le débit journalier d'eau brute à traiter (m ³ . j-1).
H₂O :	eau.
Im :	Indice de Mohlman.
Norg :	Azote organique.
T :	Température.
Ts :	temps de séjour (h).
V :	volume de boue obtenu après 30 minutes de décantation.

Résumé

L'objectif de ce travail est de faire une étude efficace sur l'effet de nitrogène dans le traitement des eaux usées dont on fait un travail pratique en station d'Ain Tolba (Ain Temouchent) par une série des analyses pendant 2 mois du (01/01/2017 à 28/02/2017) ou on note les différents modes de pollution par (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , DBO_5 , DCO , MES , T , pH) et qui ont influencé sur le sol, les plants et l'être humain (consommateur). Fait aussi une comparaison quantitative et qualitative entre la station du Ain Tolba à Ain Temouchent et l'autre de Ain Houtz à Tlemcen pour vérifier le rendement et l'efficacité des stations.

D'après ces études on a abouti que la station du Ain Tolba à un rendement acceptable malgré quelques problèmes de gestions par rapport d'Ain Houtz.

Les mots clés : la station du traitement des eaux usées, les eaux usées, nitrogène.

Abstract

As a result, many countries and among them Algeria have to build a lot of treatment's stations for re used especially in irrigation.

The objective of this work is to do an effective study about the effect of nitrogen during the treatment of the used water, where as we do a practical work at the station of Ain Tolba in Ain temouchent with a series of analyzes for two months (01/01/2017 to 02/28/2017), where we denote the different ways of pollution of (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , DCO , DBO_5 , MES , T , pH) that effect on ground, plants and consumer (people).

We also make a quantitative and qualitative comparison between the Ain tolba station and Ain Houtz station (Tlemcen) in order to verify their revenues and efficiency according to this study we Remarque that the station of Ain tolba has an acceptable revenue in comparing with Ain Houtz station, even though some management problems.

Key words: treatment station of used water, used water, nitrogen.

المخلص

و الهدف من هذا العمل هو اقامة دراسة عن فعالية علاج النتروجين في مياه الصرف الصحي بحيث قمنا بإجراء عمل تجريبي على محطة معالجة مياه الصرف الصحي ل عين الطلبة (عين تموشنت)، عن طريق سلسلة من التحاليل لمدة شهرين (02) من 2017/01/01 الى 2017/02/28 و رصد مختلف معالم التلوث (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , DBO_5 , DCO , MES , T , pH) التي تؤثر سلبا على التربة ، النباتات و المستهلك.

كما قمنا بمقارنة كمية و نوعية بين محطتي عين الطلبة و عين الحوت (تلمسان) التأكد من مردود كلتا المحطتين و مدى فعاليتها.

ومن خلال هذه الدراسة تبين ان محطة عين الطلبة لها مردود مقبول مقارنة مع محطة عين الحوت رغم بعض المشاكل في التسيير.

الكلمات المفتاحية: محطة معالجة مياه الصرف الصحي مياه الصرف الصحي النتروجين

Introduction générale

Introduction générale

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. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu dans le monde.

En Algérie, ce procédé est le plus utilisé aujourd'hui dans la plupart des stations d'épuration assurant un traitement secondaire. Bien que les performances épuratoires et la fiabilité de ce procédé soient éprouvées, plusieurs types de dysfonctionnements biologiques 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). Le foisonnement des boues constitue un problème biologique majeur qui affecte les stations d'épuration fonctionnant selon le principe des boues activées.

Dans une démarche d'un développement durable dans le domaine du traitement des eaux usées, les stations d'épuration qui devraient répondre à des besoins immédiats de collecte et de traitement des eaux usées, doivent actuellement faire face à de nouvelles problématiques dans la gestion et le respect des normes en vigueur en matière de rejet ou de réutilisation de la ressource.

L'augmentation de la demande pour le traitement de la pollution azotée et phosphorée, ainsi que le manque d'espace pour le développement des stations d'épuration existantes, a encouragé le développement de nouvelles techniques de traitement des eaux usées urbaines. Afin de résoudre les problèmes liés à la surcharge organique de certaines stations et d'améliorer les performances épuratoires des stations existantes vis-à-vis de la pollution azotée et phosphorée, les systèmes à boues activées peuvent être améliorés par l'adjonction dans le bassin d'un support de croissance pour les microorganismes. On couple alors un système à culture libre avec un système à culture fixe au sein d'un procédé dit « hybride » ; on retrouve dans la littérature principalement sous la dénomination de IFAS (Integrated Fixed film ActivatedSludge). [1]

L'objectif de notre projet de fin d'études, consiste à évaluer les performances et l'efficacité du traitement de l'azote et le phosphore dans la station d'épuration de Ain TOLBA (Temouchent) à travers des mesures de plusieurs paramètres physico-chimiques suivants : la température (T°C), le Potentiel d'hydrogène (pH), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO) et les matières azotées.

Nous avons structuré notre travail comme suit :

- Le premier chapitre donne des généralités sur l'épuration biologique ;
- Le deuxième chapitre parle de la problématique de la pollution azotée et phosphatée ;
- Une présentation et une description de la STEP de Ain Tolba et Ain Houtz et la comparaison qualitative et quantitative à l'élimination de l'azote et le phosphore sont données en chapitre trois ;
- Le quatrième chapitre matériels et méthodes
- Le chapitre cinq les analyses et les résultats

Chapitre I
Généralités sur l'épuration biologique

Chapitre I : Généralités sur l'épuration Biologique

I.1. Introduction

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action des 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. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires.

L'élimination de la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution, est essentiellement le fait de procédés d'épuration biologiques. Dans l'état actuel de nos connaissances, la voie biologique constitue, en raison de son efficacité et de sa rusticité, le mode le plus utilisé d'épuration des eaux résiduaires urbaines et de certaines eaux industrielles. Son principe est de provoquer en présence ou non d'oxygène une prolifération plus ou moins contrôlée des micro-organismes capables de dégrader les matières organiques apportées par l'effluent. Il s'agit en fait d'un véritable transfert d'une forme non accessible de la pollution (matières colloïdales et dissoutes) en une forme manipulable (suspension de microorganismes)[2].

I.2 Définition des eaux usées

Les eaux usées sont utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué qui sont rejetées dans un émissaire d'égout. Ils regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux Ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines) [3].

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 [4].

I.4.la pollution des eaux usées

Une eau polluée est une eau qui a subi du fait de l'activité humaine, directement ou indirectement ou sous l'action d'un effet biologique ou géologique, une modification de son état ou de sa composition qui a pour conséquence de la rendre impropre à l'utilisation à laquelle elle est destinée [5].

I.4.1. Classification de la pollution des eaux

On peut classer qualitativement la pollution en plusieurs catégories en fonction de sa nature, de sa nocivité et de ses effets. On distingue :

a) 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 défilage de bois, de tanneries) [6].

b) Pollution par les substances chimiques : 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...) [7].

c) pollution microbiologique : 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 [8].

d) 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 [9]. 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 [10].

e) 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 [11]. 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. Paramètres de pollution des eaux

I.5.1 Les paramètres physico-chimiques

Ils résultent de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération, se traduisant généralement par des caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur. La mesure de ces paramètres se fait au niveau des rejets, à l'entrée et à sortie des usines de traitement et dans les milieux naturels [12].

I.5.1.1 La température

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son évaluation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C s'arrête pour des températures inférieures à 5°C [12].

I.5.1.2 Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Les organismes sont très sensibles aux variations du pH, et un développement correct de la faune et de la flore aquatique n'est possible que si sa valeur est comprise entre 6 et 9. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. La nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9 [12].

I.5.1.3 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 les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau [12].

I.5.1.4 Les matières en suspension (MES)

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou mêmes industriels. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS}$$

- Les matières volatiles en suspension (MVS) : Elles représentent la fraction organique de MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2 heures. La différence de poids entre les MES à 105°C et les MES à 525°C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS en (mg/l) d'une eau ;
- Les matières minérales (MMS) : Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son « extrait sec » constitué à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc...

L'abondance des matières minérales en suspension dans l'eau augmente la turbidité, réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité d'un cours d'eau, entraînant ainsi une chute en oxygène dissous et freinant les phénomènes photosynthétiques qui contribuent à la ré-aération de l'eau. Ce phénomène peut être accéléré par la présence d'une proportion de matières organiques consommatrices d'oxygène [12].

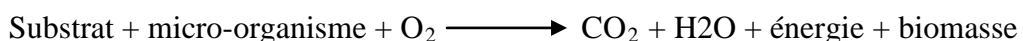
I.5.1.5 La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en micro siemens par centimètre et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en ohm par centimètre. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau. Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de 2500 $\mu\text{Sm/cm}$. La prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire [12].

I.5.1.6 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ représente la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée. Ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie.

Pour la mesurer, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours. C'est la DBO₅. Elle se résume à la réaction chimique suivante [13] :



I.5.1.7 La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans eaux à l'aide du bichromate de potassium à 150°C. Elle est exprimée en mg O₂/l.

I.5.1.8 La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux.

La biodégradabilité est exprimée par un coefficient K, tel que, $K = DCO / DBO_5$:

- 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 inhibiteurs de la croissance bactérienne, tels 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, sinon on applique un traitement physico-chimique [12].

I.5.1.9 Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie des micro-organismes, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse [14]. La concentration en oxygène en équilibre avec la pression atmosphérique est de 8,8 mg/l d'O₂ à saturation [15].

I.5.1.10 Carbone organique total (COT)

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation, dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés chimiques ou biologiques. Le principe consiste en la combustion des matières organiques de l'effluent, dans un four à 950°C. Sous un courant d'oxygène. Le gaz carbonique est dosé par infrarouge, après condensation de la vapeur d'eau. Le carbone minéral, contenu dans les carbonates, est éliminé par des manipulations particulières [13] [14].

I.5.1.11 Azote

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4^+) [15].

Azote Kjeldahl = Azote ammoniacal + Azote organique

I.5.1.12 Phosphore total PT

Le phosphore se trouve dans les ERI 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.

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie [16].

I.6. L'équivalent habitant

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 [12].

I.7. Objectif de l'épuration biologique :

L'épuration biologique a pour but d'éliminer la matière organique polluante biodégradable contenue dans l'eau usée (décantée ou non), en la transformant en partie en biomasse, plus facilement biodégradable. L'autre partie de la charge polluante est éliminée sous forme de substances minérales oxygénées ultimes, produites du métabolisme microbien, en phase soit gazeuse (CO_2), soit soluble (Nitrites, phosphates, sulfates...) [17].

I.8. Différents procédés d'épuration

Les différents procédés utilisés peuvent être classés en fonction des conditions de mise en œuvre des micro-organismes. Ainsi, on distingue différents procédés :

- Aérobies à cultures fixées (lits bactériens ; disques biologiques) ;
- Aérobies à cultures libres (boues activées),
- Par lagunage (procédé extensif).

La charge en polluants organiques est mesurée communément par la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5) [18].

1.8.1 Les lits bactériens :

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs [19]. Comme matériaux constitutifs des lits, on emploie les pierres non gélives, les pouzzolanes, ou des matières plastiques. Il importe que le matériau de remplissage soit exempt de sable ; il doit dès lors être soigneusement lavé [20]. Une aération est pratiquée, le plus souvent par tirage naturel et quelquefois, par ventilation forcée. Cette aération a pour but d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement [21].

Les substances contenues dans l'eau usée qui ruisselle sur le garnissage sont piégées par le biofilm puis dégradées par la biomasse fixée. Périodiquement, des plaques de biofilm se détachent du garnissage et sont entraînées avec l'eau. En sortie du lit bactérien, l'eau passe dans un clarificateur où elle est séparée des boues, constituées des fractions détachées de biofilm, par décantation [22].

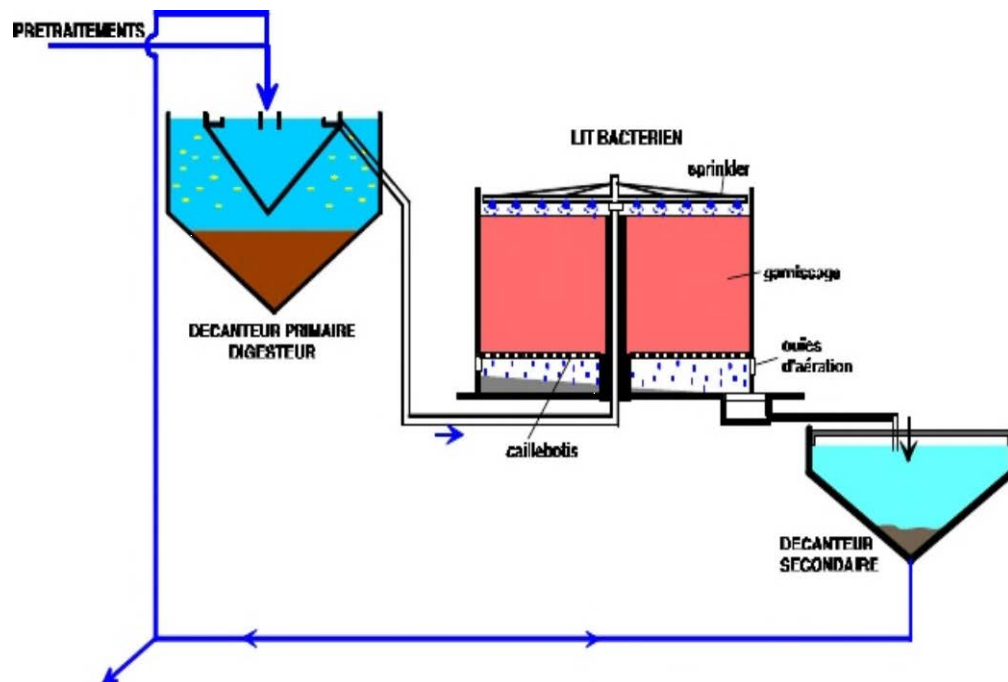


Figure I. 1: Lit bactérien [23]

1.8.2 Les disques biologiques :

Les disques biologiques 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/min. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel [24].

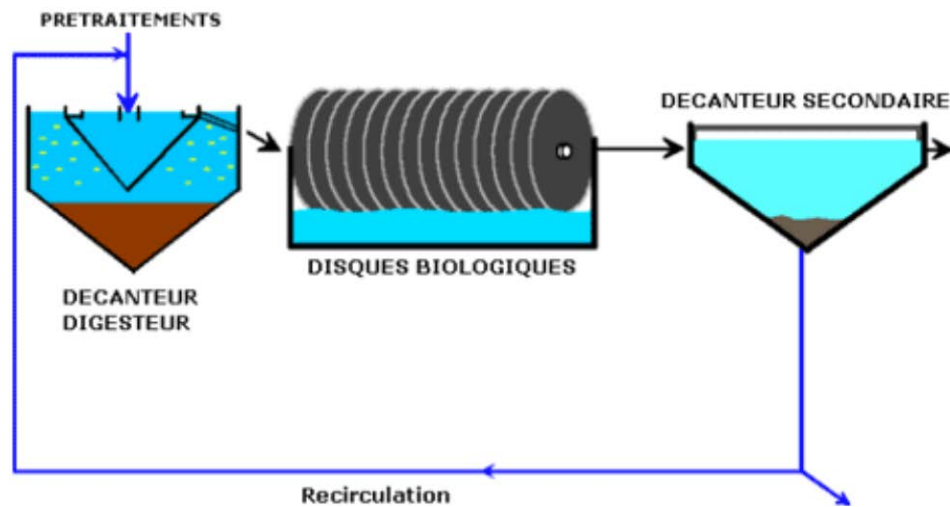


Figure I. 2: Schéma de principe d'une filière type de disques biologiques [23].

1.8.3 Les boues activées :

Les boues activées constituent le traitement biologique aérobie le plus répandu. Le procédé consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (boues activées), dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) et alimenté en eau à épurer. Dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée (liqueur mixte) ; l'aération peut se faire à partir de l'oxygène de l'eau, du gaz enrichi en oxygène, voire même d'oxygène pur, a pour but de dissoudre ce gaz dans la liqueur mixte, afin de répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies. Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices. L'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues [25].

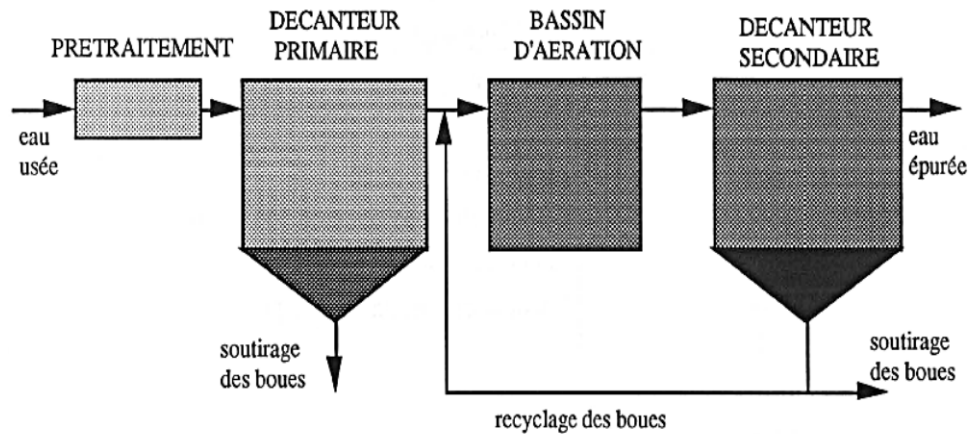


Figure I. 3: Schéma de principe du procédé de traitement par boues activées

1.8.4 Le lagunage :

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'autoépuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur. Le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques. Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matières vivantes par les chaînes trophiques. Les substances nutritives sont apportées par l'effluent alors que les végétaux sont les producteurs du système en matière consommables et en oxygène.

On distingue le lagunage naturel et aéré :

a) Le lagunage naturel :

Dans ce cas l'oxygène provient de l'atmosphère. L'épuration est assurée a longtemp de séjour dans plusieurs des bassins disposés en série. Ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies sont responsable a la dégradation des M.O. Le gaz carbonique formé par la bactérie que les sels minéraux contenus dans les eaux usées permettent aux algues de se multiplier [24].

b) Le lagunage aérées :

Dans ce cas l'oxygénation nécessaire est produite par des aérateurs mécaniques à turbines ou par des appareils diffuseurs d'O₂. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel et le temps de séjour est de l'ordre de 1 semaine et la profondeur de 1 à 4 m. Le rendement peut être 80 % et il n'y a pas de recyclage de boues [24].

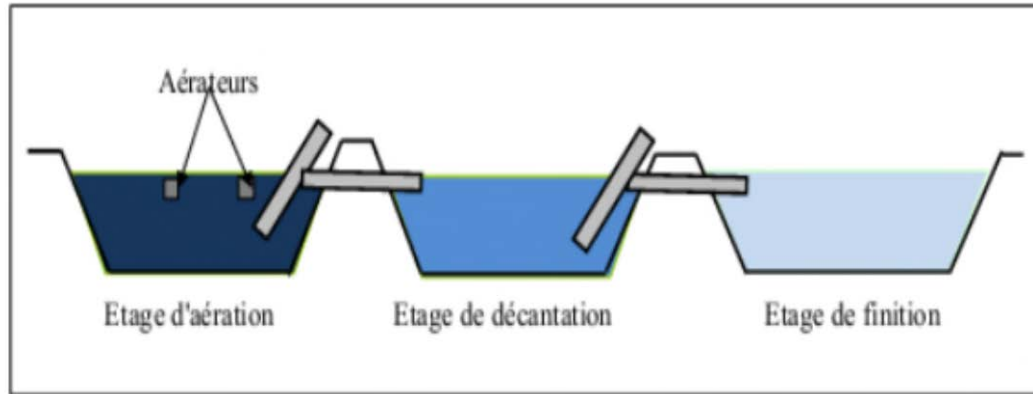


Figure I. 4: Le principe d'un lagunage aéré [23].

I.9. Description des phénomènes biologiques

La décomposition de l'ensemble des matières organiques (protéiques, lipidiques ou glucidiques), formées d'un éventail de produits, est le résultat de la vie des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes, qui se développent spontanément dans les eaux résiduaires en milieu anaérobie ou aérobie. Ces bactéries utilisent comme substrat préférentiel les matières organiques carbonées biodégradables qui sont mesurées par la DBO₅. Le moteur de toute dégradation des substances organiques est constitué, en fait, par les enzymes sécrétées par les bactéries qui sont des catalyseurs organiques se transformant et se régénérant au cours des processus mis en œuvre. On distingue les enzymes extracellulaires, qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein des capsules bactériennes, et les enzymes intracellulaires, qui assurent l'assimilation et par suite, sont à l'origine des phénomènes vitaux à base de la prolifération des cellules.

Selon que la combustion intracellulaire (ou oxydation) est aérobie ou anaérobie, la nature des produits de dégradation élémentaires ou déchets sera différente : CO₂, H₂O, NH₃ ou NO₃ en aérobiose et CO₂, CH₄ et acides gras en anaérobiose [26].

Il faut considérer que, quoique théoriquement l'épuration biologique des eaux usées puisse s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie, c'est la première de ces techniques qui est universellement utilisée. En effet, du fait du caractère beaucoup plus exothermique du métabolisme aérobie, le processus est plus rapide et plus complet, avec comme contrepartie, la production d'une masse cellulaire beaucoup plus importante [27].

I.10. Description du métabolisme microbienne

I.10.1. Le métabolisme aérobie :

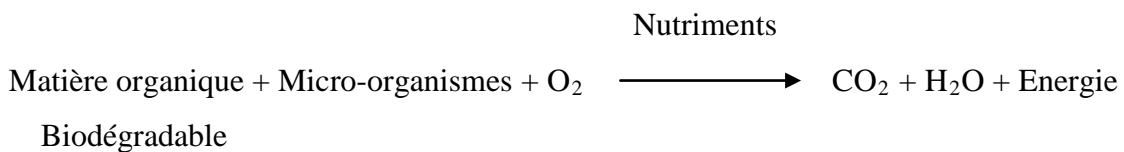
* **Élimination de la pollution organique carbonée :**

Elle s'effectue dans un réacteur où l'on met en contact les microorganismes épurateurs avec l'eau à épurer. Si la masse bactérienne est en suspension dans un bassin aéré, on parlera de procédés à cultures libres type boues activées, si la biomasse est fixée ou retenue sur ou par un support solide on parlera de procédés à cultures fixées type lit bactérien ou biofiltre bactérien. Le processus d'épuration aérobie s'effectue grosso modo en trois étapes essentielles successives :

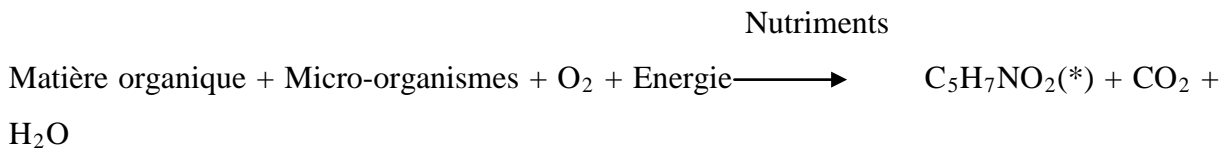
- Adsorption et absorption des matières polluantes solubles et colloïdales de l'effluent par les cellules bactériennes ;
- Oxydation biochimique et dégradation enzymatique des matières ainsi fixées. Cette opération fournit l'énergie aux micro-organismes (catabolisme), qui sera nécessaire à la synthèse cellulaire et à la multiplication des micro-organismes (anabolisme), aboutissant à un accroissement de la masse cellulaire totale ;
- Autodestruction de la matière cellulaire (respiration endogène). Les micro-organismes impliqués sont du type facultatif, hétérotrophe. Ils utilisent à la fois le carbone organique comme source d'énergie et comme source pour la synthèse cellulaire [27].

Les mécanismes réactionnels de la métabolisation aérobie de la pollution carbonée sont les suivantes [27] :

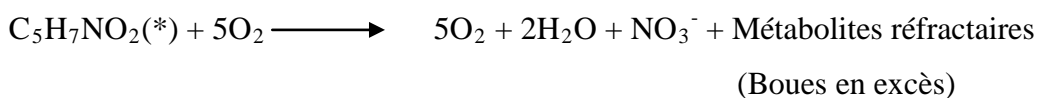
- Réaction de catabolisme



- Réaction d'anabolisme



- Oxydation biomasse (respiration endogène)



(*) $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$: formule qui décrit la composition élémentaire de la matière vivante des bactéries

*** Elimination de la pollution azotée :**

La dégradation bactérienne de la pollution azotée s'effectue en plusieurs étapes représentées sur la figure I.1.

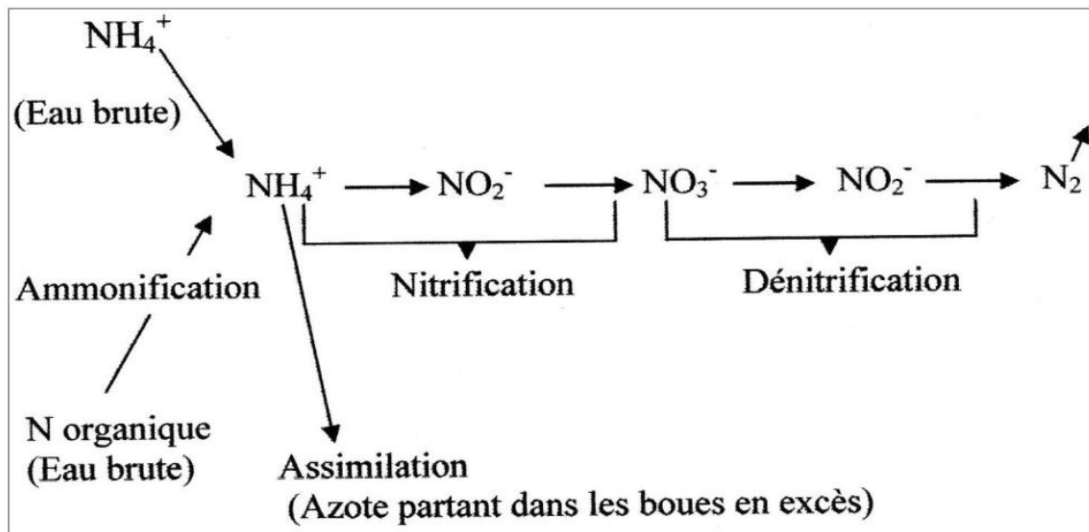


Figure I. 5 : Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée [27].

- **L'ammonification** : il s'agit de la transformation de l'azote organique (c'est-à-dire lié à un radical carboné) en azote ammoniacal, réalisée par des réactions de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.
- **L'assimilation** : il s'agit de l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal pour la synthèse cellulaire, c'est-à-dire comme élément constitutif de la biomasse.
- **La nitrification** : cette réaction réalise l'oxydation par voie biologique de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates en faisant intervenir des micro-organismes strictement aérobies caractérisés par un métabolisme autotrophe vis-à-vis du carbone, c'est à- dire qu'ils synthétisent leur matière vivante à partir du carbone minéral (carbonate).

Les micro-organismes impliqués appartiennent à deux groupes très spécifiques :

- Les nitrobactéries (genre Nitrosomonas) : oxydation de (NH_4^+) en (NO_2^+) ;
- Les nitrobactéries (genre de Nitrobacter) : oxydation des nitrites (NO_2^-) en nitrates (NO_3^-).

Le métabolisme bactérien autotrophe entraîne un temps de génération (temps nécessaire au doublement de la population) très long (de l'ordre de 24 h). L'activité nitrifiante s'avérant fortement influencée par la température dans la mesure où les bactéries sont mésophiles (optimum vers 30°C) et vont donc être très sensibles aux baisses de température.

- **La dénitrification** : il s'agit de la réaction de réduction par voie biologique des nitrates en azote gazeux qui retourne ainsi sous sa forme primitive dans l'atmosphère.

Les nitrates jouent le rôle d'accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène. Les bactéries impliquées (genre acinetobacter, Pseudomonas, moraxellaalcaligènes...) ont un métabolisme hétérotrophe ; la dénitrification implique nécessairement la présence d'une pollution carbonée qui peut être directement puisée dans l'eau brute ou ajoutée... et le maintien d'une concentration en oxygène dissous nulle (milieu anoxie) [27].

I.10.2 Etude du métabolisme anaérobie :

La dégradation en milieu anaérobie de la pollution organique (appelée fermentation méthanique) s'effectue en deux étapes principales (figure I. 6) :

- Une phase acide de liquéfaction (hydrolyse) des composants organiques aboutissant à la formation d'acides gras volatils (AGV) ;
- Une phase de gazéification ou méthanogènes dont les produits finals sont les gaz CH_4 (méthane) et CO_2 .

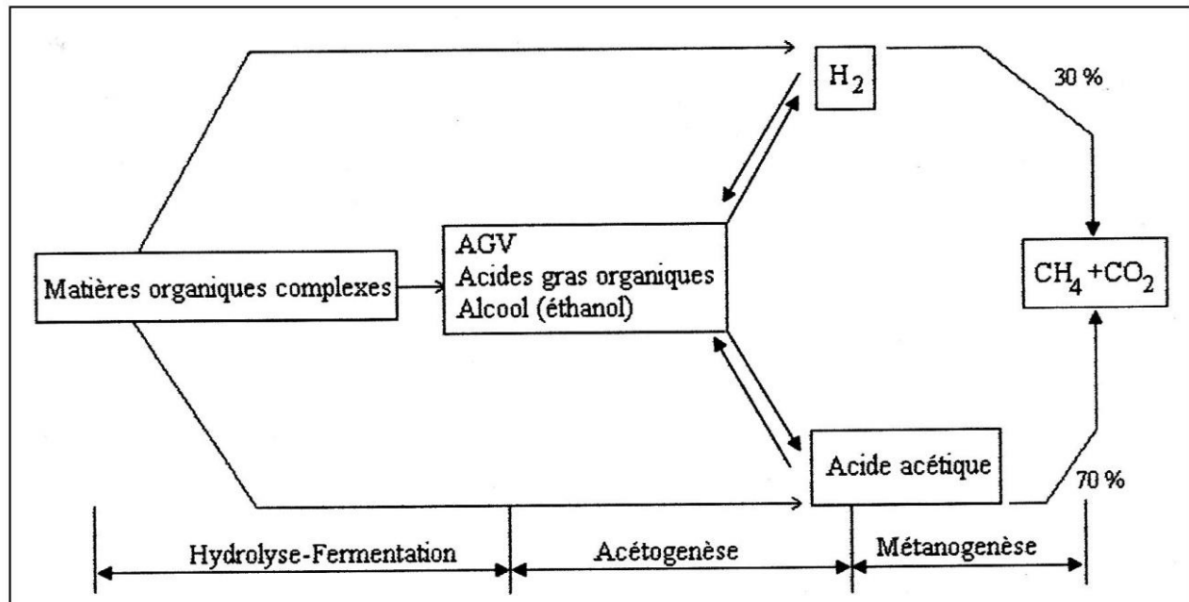


Figure I. 6: Les différentes phases de la métabolisation anaérobie

De la pollution carbonée [28]

À chaque phase de fermentation intervient un groupe spécifique de micro-organismes. On

Distingue plus particulièrement :

- Les bactéries fermentatives, responsables de l'hydrolyse de la matière organique (Protéines, lipides, polysaccharides) et de leur dégradation en acides gras volatils (Essentiellement acides acétique, propionique), en alcool (éthanol), en H_2 et CO_2 .
- Les bactéries acidogènes « produisant H^+ » et utilisant les substrats précédents pour Produire des acétates, de l'hydrogène et quelquefois du CO_2 .

- Les bactéries méthanogènes qui produisent le biogaz ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) à partir des substrats élaborés dans les phases précédentes.

Ces bactéries qui sont des anaérobies stricts vont régler la bonne marche d'un réacteur Anaérobie. Leur temps de génération s'avérant dix fois inférieur à celui des acidogènes. Elles Constituent le facteur limitant de la méthanisation.

I.11. La déphosphatation :

La déphosphatation biologique ne conduit pas à une élimination par dégazage comme pour l'azote. Le phosphore ne peut être extrait qu'avec les boues en excès. Le traitement biologique permet d'éliminer du phosphore, au même titre que l'azote, par assimilation. Cela conduit à des rendements modestes, de l'ordre de 20 %, Cependant on a constaté, que dans certaines conditions, les bactéries étaient capables d'aller bien au-delà de leurs simples besoins pour leur croissance. On désigne ce phénomène sous le nom de : assimilation pléthorique.

Une des conditions essentielles pour enclencher ce phénomène est le choc anaérobie. Au cours de la phase anaérobie, des modifications se produisent au niveau de la microfaune car la pollution carbonée est hydrolysée par fermentation, en substrat facilement assimilable, comme les acides gras. Ce substrat permet le développement d'espèces spécifiques comme ACINETOBACTER. Cette phase anaérobie a aussi pour conséquence de modifier le métabolisme des bactéries et notamment de favoriser le relargage du phosphore en dehors de la cellule bactérienne sous forme d'ortho phosphate. Lorsque la microfaune se retrouve ensuite en phase aérobie, le fait que son métabolisme ait été modifié, permet d'assimiler des quantités de phosphore près de 3 fois supérieures à leurs simples besoins [29].

I.12. Influence des conditions du milieu sur les phénomènes biologiques :

I.12.1. Influence du pH :

Le pH est la mesure du caractère acide ($1 < \text{pH} < 7$) ou basique ($7 < \text{pH} < 14$) des eaux usées. En général, l'activité biologique se situe entre 6.5 et 8 unités de pH. En dehors de cet intervalle, le pH influence l'épuration [30].

Pour les Nitrosomonas, le pH optimal se situe entre (8 à 9) alors qu'à pH 7, leur activité diminuait de 50 %. Chez les nitrobacters, la vitesse de croissance maximale a lieu à pH 8.3 à 9.3. Tous les travaux effectués sur la nitrification montrent que la meilleure valeur du pH serait entre (7.8 à 8.9) [30].

1.12.2. Influence de la conductivité :

La conductivité est un paramètre qui influe sur la croissance des bactéries. Il est important de la contrôler dans le bassin d'aération, d'autant plus que les bactéries sont sensibles à sa variation [27].

1.12.3. Influence de la température :

Il est primordial de connaître la température d'une eau. En effet, elle joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz et la détermination du pH. Cette grandeur physique permet de déceler les conditions extrêmes préjudiciables au bon fonctionnement du processus biologique car elle influence fortement sa cinétique. On observe que pour des systèmes enzymatiques bien au-dessous de leur maximum d'activité. Lorsque le maximum s'approche, l'enzyme commence à se décomposer, ou le complexe enzyme-substrat. Au-delà, la décomposition l'emporte et la réaction ralentit et donc influence sur la croissance microbienne [30].

1.12.4. Effet de l'oxygène dissous (O_2) :

L'oxygène dissous est introduit dans la masse de la liqueur mixte pour la respiration et le développement des micro-organismes aérobies qui provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées. Si la quantité d' O_2 est insuffisante il risque d'asphyxier les bactéries et donc diminution du rendement épuratoire [30].

1.12.5. Effet de la charge organique :

La population autotrophe décroît rapidement compte tenu de l'extraction des boues, et à savoir que la MO dégradée va former le CO_2 qui sera utilisée par les autotrophes pour la synthèse cellulaire. En outre, l'augmentation de la charge massique (C_m) cause des déficiences en oxygène dans le bassin et affecte la nitrification, Ainsi, plus la charge massique est élevée, moins le niveau de traitement sera élevé et plus l'eau interstitielle contiendra de bactéries dispersées (l'eau de sortie turbide) [30].

1.12.6. Effet des produits toxiques :

La toxicité d'un produit est toujours fonction de sa concentration qui provoque la destruction des bactéries et endommage l'épuration biologique (dégradation de la MO, nitrification, dénitrification, ...). Parmi les éléments toxiques on a les métaux lourds tel que : Cr, Ni, Cu, Pb, Ar ... [30].

1.12.7. Effet de la salinité :

La présence de fortes concentrations de sel dans le réseau qui modifie rapidement la pression osmotique dans les bactéries entraîne une destruction des cellules par plasmolyse. À

titre d'exemple, une brusque variation de salinité (passage brutal de 1 à 3 g de Cl/L en une journée) peut occasionner une défloculation partielle de la boue. Au-delà de 4 g/L de NaCl, la nitrification peut être touchée [31].

Chapitre II
Problématique de la pollution azotée et phosphatée

Chapitre II : Problématique de la pollution azotée

Et phosphatée

II.1. Introduction :

Paradoxalement, l'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles d'une part, d'autre part leurs rejets excessifs et leurs présences dans les milieux aquatiques est indésirable et contribuent à l'eutrophisation de ces derniers, qui trouvent leurs équilibres bouleversés avec le constat d'une menace aussi bien sur la faune que sur la flore. D'une manière générale. Les perturbations engendrées par de tels gestes peuvent être de nature diverse :

- Physico-chimiques : modification des paramètres physico-chimiques du cours d'eau initial (Ph, température, teneur en oxygène dissous, augmentation de la turbidité et des matières en suspension. Enclenchement du processus d'eutrophisation, etc.) ;
- Biologiques : stress de la biocénose pouvant conduire à sa disparition et l'eutrophisation du cours d'eau.

Ces dernières années, la tendance croissante de la pollution azotée et phosphatée ainsi que ses conséquences sur les écosystèmes naturels, a conduit les pouvoirs publics, à définir et/ou renforcer les exigences réglementaires en matière d'abattement ou d'élimination de ces polluants provenant des eaux usées, celles-ci reposent sur la multiplication d'installations de traitement des eaux résiduaires d'une part. et d'autre part le développement et la généralisation des procédés de traitements tertiaires adéquats pour obtenir des effluents propres et conformes aux normes de rejet.

Ainsi, dans le domaine de la biotechnologie environnementale, deux objectifs principaux ont été visés au cours de ces dernières années. Il s'agit d'une part d'accroître les performances des bioréacteurs tout en réduisant les coûts d'investissement et d'autre part d'explorer le raccourcissement du processus biologique d'oxydation afin de réduire les coûts opératoires.

C'est dans cette dynamique de recherche que s'inscrit ce chapitre dont l'objectif majeur, est de cerner la problématique de ces éléments, afin. D'optimiser leurs présences à la fois, indispensables comme nuisibles dans les différents compartiments de la matière et mettre au point. Un procédé et/ou un bioréacteur appliqué à l'élimination simultanée de l'azote et du phosphore des eaux usées résiduaires traitée [12].

II.2. Origine et formes de l'azote dans les eaux usées

L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés [3].

Les ions nitrates et ammonium, présents dans le sol ont pour origine les fertilisants organiques et chimiques utilisés en agriculture. Certaines bactéries dites nitrifiantes permettent, d'une part, la transformation des ions ammonium en ions nitrate (oxydation) et d'autre part, d'autres bactéries dénitrifiantes permettent la transformation des ions nitrates (dénitrification) ou ammonium en diazote de l'air.

Formes de l'azote dans les eaux usées :

L'azote existe dans la nature sous différentes formes qui revêtent chacune un caractère bien spécifique.

- L'azote organique, constituant des cellules vivantes.
- L'azote ammoniacal, résultant de la minéralisation du précédent.
- L'azote nitreux, les nitrites, forme chimique instable.
- L'azote nitrique, les nitrates, forme stable oxydée.
- L'azote gazeux, largement présent dans l'air.

Au cours de leur traitement, ces différentes formes de l'azote sont rencontrées dans les eaux usées et. Les eaux usées sont obtenues à partir de l'eau distribuée, le plus souvent potable, dans laquelle la forme d'azote majoritaire est constituée par les nitrates. Parfois même, les valeurs guides ou même les limites généralement admises peuvent être dépassées. La valeur limite de 50 mg/l de nitrates exprimés en NO_3^- correspond à environ 11,3 mg/l d'azote sous forme nitrique. Mais, cette eau propre est destinée à être usée, et dans la plupart des cas, pour peu que le réseau d'assainissement soit assez long, on ne trouve plus guère de traces d'azote nitrique à l'arrivée à la station. Les différents usages de l'eau et surtout le

transfert dans l'égout, véritable réacteur biologique ont entraîné la réduction de ces nitrates, essentiellement en azote gazeux. Par contre, l'activité humaine est productrice d'azote réduit, environ 15 g/j sous forme essentiellement organique surtout présent dans l'urine. C'est donc sous les formes organiques et ammoniacales que l'azote est présent dans les eaux usées que devront traiter les stations d'épuration [3].

II.3. Impact de l'azote sur le milieu naturel

L'azote est un nutriment indispensable pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles d'une part, d'autre part leur rejet excessif et leur présence dans les milieux aquatiques est indésirable et contribuent à l'eutrophisation de ce dernier, qui trouve leur équilibre bouleversé avec une menace aussi bien sur la faune que sur la flore. Les perturbations engendrées par le rejet de produits azotés peuvent être de nature diverse :

- **Physico-chimiques** : modification des paramètres physico-chimiques du cours d'eau initial notamment : pH, température, teneur en oxygène dissous, augmentation de la turbidité et des matières en suspension, enclenchement du processus d'eutrophisation, etc. ;
- **Biologiques** : stress de la biocénose pouvant conduire à sa disparition et l'eutrophisation du cours d'eau.

L'impact des rejets azotés sur la dégradation des milieux récepteur notamment les eaux superficielles s'est relativement généralisé ces dernières années. Elle a conduit les pouvoirs publics à renforcer les exigences réglementaires concernant la norme des rejets azotés en sortie des STEP et à étendre la contrainte de son élimination à un nombre de plus en plus important d'installations. La nécessité de ces abattements viendrait non seulement des effets néfastes de l'azote sur le milieu récepteur mais également de son impact sur le coût de la potabilisation des eaux de surface [5].

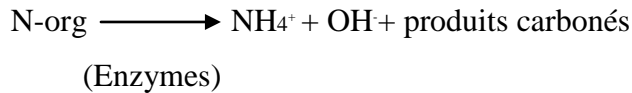
II.4 Réactions de transformation de l'azote dans l'eau

L'élimination de l'azote par voie biologique consiste à le transformer par des microorganismes vivants. En milieu naturel, les micro-organismes capables de transformer l'azote pour leur synthèse sont nombreux : algues, champignons, bactéries nitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes, et bactéries dénitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes. En revanche, en boues activées (culture mixte de microorganismes utilisant la pollution carbonée, azotée et phosphorée comme source d'énergie pour leur croissance) [6].

Celle-ci fait appel à quatre processus d'oxydo-réduction énumérés comme suit :

II.4.1. L'ammonification :

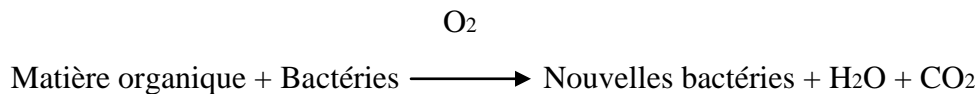
On peut résumer l'étape de transformation de l'azote organique en azote ammoniacal comme suit :



Comme toute réaction, plusieurs facteurs favorisent plus ou moins la réaction. Néanmoins on peut dire que cette ammonification se fait sans problème dans les ouvrages d'assainissement et en particulier en station d'épuration [7].

II.4.2. L'assimilation :

C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne. L'assimilation peut jouer un rôle important pour l'élimination de l'azote dans certains effluents industriels. Mais dans bien des cas, l'assimilation ne suffit pas à elle seule à éliminer l'azote, car les quantités présentes dans les effluents à traiter sont bien supérieures à ce qui peut être assimilé pour la synthèse [8].

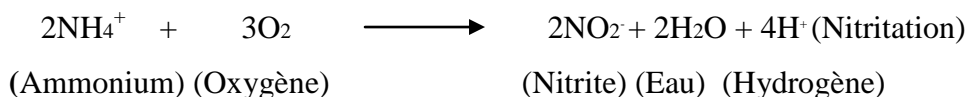


II.4.3 La nitrification -dénitrification

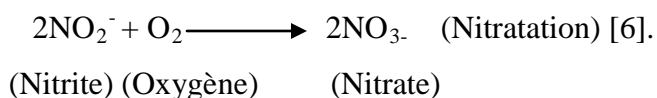
II.4.3.1 La nitrification :

La nitrification consiste en l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates. C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) en azote nitreux (NO₂) par des bactéries autotrophes du genre Nitrosomonas, Nitrosococcus ou Nitrospira.

La transformation chimique de l'azote ammoniacal s'écrit par l'équation :

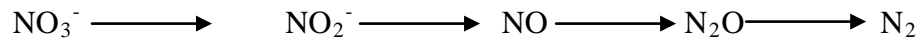


Les bactéries du genre Nitrobacter oxydent les nitrites (NO₂) formés lors de l'étape de dénitrification en nitrates (NO₃). La réaction chimique s'écrit :



II.4.3.2 La dénitrification

En l'absence d'oxygène dissous, de nombreuses bactéries hétérotrophes sont contraintes d'utiliser une autre source d'oxygène. Elles utilisent alors l'oxygène combiné, c'est-à-dire celui contenu dans le nitrate (NO₃⁻). Avant d'arriver au stade ultime d'utilisation complète de l'oxygène du nitrate pour obtenir l'azote gazeux (N₂), une série de réactions complexes se produisent. Ces réactions peuvent être résumer comme suit :



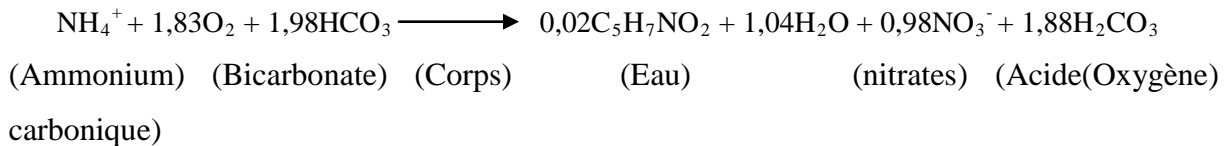
La réaction finale :



II.4.4 Bilan de la nitrification-dénitrification

II.4.4.1 Bilan de la nitrification :

La nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante :



Ce bilan fait ressortir que la nitrification biologique d'un (01) kg d'azote ammoniacal nécessite théoriquement 4,2 kg d'oxygène dont 80 % sont inclus dans les nitrates formés, s'accompagne d'une diminution de l'alcalinité (compensable par 3,9 kg de chaux vive CaO) et produit 170 g de bactéries nitrifiantes ce qui est très faible vis-à-vis de la production de boues générées lors de la dégradation de la charge organique carbonée [3].

II.4.4.2 Bilan de la dénitrification :

La dénitrification consiste en une réduction des nitrates en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes du genre Pseudomonas en l'absence d'oxygène dissous avec présence de nitrates [6]. La matière organique est utilisée comme source de carbone et les nitrates comme accepteurs d'électrons. L'équation stœchiométrique de la réaction biologique s'écrit :



Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produirait en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins rapidement biodégradable.

II.5 Paramètres influents sur la nitrification-dénitrification

L'activité des bactéries de nitrification-dénitrification dépend généralement de plusieurs paramètres dont les principaux sont :

- la T° ,
- l' O_2 dissous,
- le pH de l'eau et
- la source de carbone organique.

○ **Influence du pH :** Les valeurs optimums de pH pour les nitrosomonas varient de 8 à 9.

Pour un pH = 7, l'activité bactérienne des nitrosomonas diminue de 50 %. Pour les nitrobacters, la vitesse de croissance maximale a lieu pour des pH variant de 8,3 à 9,3.

○ **Influence de la T° :** La T° est un paramètre important dans toutes les réactions biologiques. Elle influe sur la vitesse de croissance des bactéries nitrifiantes. En été, la vitesse de nitrification des bactéries est (05) fois plus élevée qu'en hiver.

○ **Influence de l' O_2 dissous :** La vitesse de nitrification est plus importante lorsque la concentration en O_2 dissous est élevée. Pour une charge massique d'environ 0,2 kgDBO/kg MES.j, aucune nitrification n'est observée pour des concentrations ; en O_2 inférieur à 0,2 mg/l ; 50% de NH_4^+ est oxydé pour une concentration de 0,3 mg/l et 100% de NH_4^+ est oxydé pour une concentration de 0,5 mg/l.

○ **Influence de la charge massique C_m :** La charge massique influe considérablement sur le processus de la nitrification. L'élimination de l'ammoniaque est presque complète jusqu'à des charges de 0,3 kg DBO₅/kg MES.j L'augmentation de la C_m cause de déficiences en O_2 dans le bassin et affecte la nitrification.

Remarque : Si C_m croît, le rendement de nitrification diminue.

○ **Influence de la Concentration en N- NH_3 à l'entrée :** Les fortes concentrations en azote ammoniacal gênent le processus de nitrification.

- Pour des concentrations d'entrée voisines de 1000 mg/l en azote total (soit 85% d' $N-NH_3$), le rendement de nitrification est d'environ 60 à 75 % pour des C_m variant de 0,17 à 0,27 kg DBO/kg MES.j

- Le rendement de la nitrification peut atteindre 90 % et plus pour des concentrations d'entrée d'N total voisines de 100 mg/l.

II.6 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 [23]. 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 = 54g 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 [23].

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 [23].

Détérioration de la qualité de l'effluent : teneur en O₂ insuffisante pour oxyder/dégrader tous les composés organiques (DBO/DCO).

- ❖ Conditions anaérobies à l'intérieur des boues activées : production microbologique d'acides gras et de H₂S (= 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 traités 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 [23].

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 [23].

❖ 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) [36].

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 [23].

❖ 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 H₂S dans des conditions

Anaérobies ;

• L'arrêt total des réactions de nitrification (= oxydation de N-NH₄) 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 mg O₂/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 [23].

II.7 Le Phosphore :

Le phosphore est présent dans l'eau sous plusieurs formes : phosphates, poly phosphates, phosphore organique etc. l'ion ortho phosphate (PO_4^{3-}) est la forme la plus abondante dans l'eau et provient en majeure partie des déjections animales et des produits de lessive. Il joue un rôle important dans la respiration des cellules vivantes, dans le stockage et le transfert de l'énergie. A des concentrations élevées dans l'eau, il provoque l'eutrophisation. La protection des milieux aquatiques induit l'abattement du phosphore. Par contre, la réutilisation des eaux à des fins agricoles ne nécessite pas une réduction des teneurs en azote et en phosphore.

Le phosphore est un élément indispensable à la vie : il entre dans la composition des os, des dents, il est essentiel pour l'ADN, les nerfs, et pour le fonctionnement des muscles ; il est aussi nécessaire à la croissance des plantes. Son utilisation dans l'agriculture en tant qu'amendement représente 80% de la quantité totale consommée par an pour répondre à une demande croissante en alimentation de la population.

La quantité de phosphore utilisée chaque année sous forme d'acide phosphorique préparé industriellement à partir de minerai est environ de : 15 millions de tonnes.

Toutefois, l'utilisation intensive de phosphore pose deux problèmes environnementaux : le phosphore est responsable, associé aux nitrates, de l'eutrophisation des lacs et des rivières et ses réserves naturelles terrestres ne sont estimées qu'à 1 ou 2 siècles.

Si la nécessité d'éviter le rejet incontrôlé de phosphore dans les effluents est maintenant intégrée dans la démarche de la plupart des utilisateurs du phosphore : industriels, industriels spécialisés dans le traitement des eaux, agriculteurs et même particuliers, la prise de conscience de la nécessité de mieux gérer les réserves en phosphore est plus récente et pas encore partagée par tous.

Cependant, de plus en plus convaincus qu'à l'avenir cet élément n'est pas une ressource inépuisable, et aussi sous les pressions socio-environnementales, les industriels du phosphore et du traitement de l'eau dans les pays dits développés se sont fixés l'objectif de valoriser le phosphore contenu dans les eaux usées (urbaines, industrielles ou agricoles) dans le cadre d'une politique de développement durable.

II.7.1 Problématique de la pollution phosphatée :

Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire ATP, ARN ...). La part de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25% de la quantité journalière à dégrader.

Pour augmenter les performances d'élimination du phosphore, les installations à boues activées réalisent un transfert sous forme particulaire soit par précipitation (voie physico-chimique). Soit par suraccumulation au sein de la biomasse épuratrice (voie biologique), soit Par combinaison des deux processus (filère combinée)

Le phosphore est le facteur limitant sur lequel il est possible de jouer efficacement pour réduire l'eutrophisation continentale. L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés utilisés par les végétaux pour leur croissance) conduisant à un développement excessif d'algues et par la même à un déséquilibre de l'écosystème.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surfaces sont multiples. Le développement excessif d'algues augmente la turbidité des eaux de surface, modifie leur couleur et peut être source d'odeurs nauséabondes. Il s'opère également un appauvrissement du nombre d'espèces de poissons. L'eutrophisation nuit alors à la qualité des eaux de surface ce qui limite leurs usages :

- Production d'eau potable, loisirs (pêche, sport nautique, lâcher d'eau), activités industrielles (transport, production d'énergie électrique) ;
- La réduction à la source des flux de phosphore véhiculés par les eaux usées ne peut conduire à une diminution suffisante des quantités rejetées au milieu naturel. En effet, le métabolisme humain ne peut être réduit ; un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée est nécessaire pour réduire les flux rejetés au milieu naturel.

II.7.3 Élimination du phosphore :

II.7.3.1 Traitement biologique du phosphore :

Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimums, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques.

Par convention, on parle de traitement biologique du phosphore (au sens strict) lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore.

II.7.3.2 l'assimilation du phosphore :

Le phosphore, de même que l'azote, est un composant essentiel de la biomasse épuratrice, bactéries et protozoaires ce qui représente de l'ordre de 1 à 2% de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimée en matière volatile en suspension (comea 1997). La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous.

Les besoins en phosphore pour la synthèse des nouvelles bactéries sont de l'ordre de 1% de la DBO₅ éliminée par la biomasse épuratrice. L'assimilation ne permet en aucun cas une élimination poussée du phosphore puisque le rapport P/DBO₅ est nettement plus élevé que 0.01 et se situe à 0.04 environ.

II.8 processus de suraccumulation du phosphore :

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore par boue activée, la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies.

Rappelons les définitions d'anoxie et d'anaérobie propre au domaine du traitement des eaux usées :

- L'anoxie se caractérise par l'absence d'oxygène et la présence de nitrates ;
- L'anaérobiose se caractérise par l'absence d'oxygène et de nitrate.

Le processus d'élimination biologique du phosphore peut être décrit, de manière simplifiée comme suit :

- Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes, synthétisent un produit de réserve, les poly- β -alcanoates (PHA), à partir du substrat facilement biodégradable des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de poly phosphates. Il en résulte un relargage de phosphate dans le milieu externe.
- Dans le bassin d'aération, les poly- β -alcanoates PHA et la matière organique contenue dans les eaux usées sont oxydés par les bactéries. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent leurs stocks de poly phosphates et croissent.

II.9 Le traitement physicochimique du phosphore

Le traitement du phosphore par voie physicochimique consiste à « piéger » le phosphore dissous sous forme particulaire. Ce changement de phase a lieu au contact de cations (ions calcium, magnésium, aluminium ou ferriques) apportés soit par les eaux usées (précipitation naturelle). Soit par ajout de réactifs à base de fer, d'aluminium ou de chaux (précipitation forcée) (Duchène, 1999).

Les principaux mécanismes intervenant sont au nombre de trois :

- Précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- Adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités ;
- Flocculation et coprécipitation de matière colloïdale finement dispersée.

Ces trois mécanismes ont normalement lieu simultanément, et leur action combinée est responsable des hautes performances de déphosphatation généralement atteintes dans les stations de traitement chimiques.

II.10. Conclusion :

Parmi les griefs retenus contre la pollution azotée et phosphatée et le préjudice porté à la santé publique d'une part, d'autre part ils sont responsables de l'eutrophisation des rivières. Lacs et réservoirs demeure l'un des problèmes majeurs.

L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés utilisés par l'activité industrielle et agricole.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surface sont multiples : le développement excessif d'algues qui augmente leur turbidité, modifier leur couleur et peut -être source d'odeurs nauséabondes, limite la production d'eau potable et des loisirs. Ainsi que les activités industrielles.

Par ailleurs, un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée et plus que nécessaire, afin de réduire les flux de pollution rejetés au milieu naturel et éliminer tous les effets indésirables.

Chapitre III
Présentation de la station d'épuration
de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Chapitre III : Présentation de la Station d'épuration d'Ain Tolba et celle de Tlemcen

III.1. La Station d'épuration d'Ain Tolba



Figure III. 1 : photo de la STEP d'Ain Tolba (AIN Témouchent)

La station d'épuration (STEP) la localité d'Ain Tolba (wilaya de Témouchent) utilise un procédé de traitement biologique dit oxydation alternée. L'objectif de l'épuration est d'obtenir les rendements épuratoires suivants : DBO_5 : 96.4%, DCO : 94%, NH_4^+ : 94 % et MES : 94%. Les débits d'eaux usées à traiter ont été projetés dans le temps comme suit :

- Horizon : 2015

Débit moyen en temps sec : $1920 \text{ m}^3/\text{jour}$

Débit de pointe en temps sec : $166.4 \text{ m}^3/\text{h}$

Débit de pointe en temps pluvieux : $240 \text{ m}^3/\text{h}$

- Horizon 2030 (extension future) :

Débit moyen en temps sec : $2640 \text{ m}^3/\text{jour}$

Débit de pointe en temps sec : $214.75 \text{ m}^3/\text{h}$

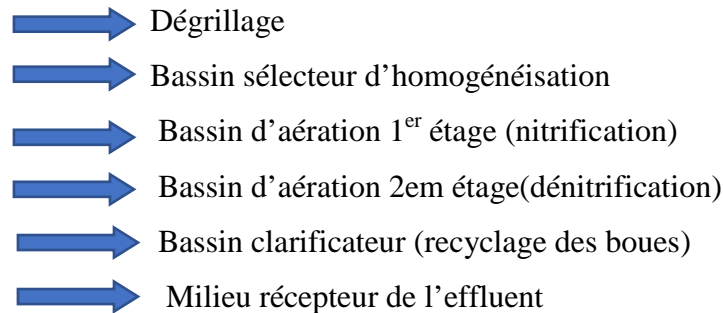
Débit de pointe en temps pluvieux : $330 \text{ m}^3/\text{h}$

III.2. Description du procédé

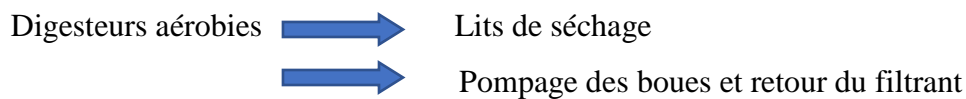
Compte tenu de la qualité des effluents à traiter et du niveau de rejet requis, la filière de traitement de la STEP d'Ain Tolba est du type boues activées par mode oxydation alternée pour une dénitrification effective de l'effluent.

Les ouvrages de traitement pour les filières eaux et boues sont les suivants :

Ligne des eaux :



Ligne des boues :



L'alimentation des installations de pré traitement mécanique se fait par voie gravitaire à partir du dernier regard du collecteur principal. Le canal principal d'amené des eaux usées est dimensionné sur le débit de pointe en temps de pluie de 330 m³/h, avec une vitesse de 0.7 m/sec et une largeur de 0.4 m. la hauteur d'eau maximal dans le canal est 33 cm. Le canal d'amené a les dimensions suivantes : Hauteur =1.0 m, largeur = 40 cm.

III.2.1 Dégrilleurs :

Une ligne avec deux grilles à barres est installée, la première avec un espacement de 50 mm et la seconde 20 mm, permettra d'éliminer les matières grossières restantes, susceptibles de provoquer des colmatages des unités de la STEP, de nuire l'efficacité du traitement. Les grilles à barres sont en acier inoxydable pour assurer la durabilité.

- Les grilles grossières : installées dans les canaux d'entrée de la station d'épuration.

Nombres de dégrilleurs	1
Débit de dimensionnement	Q = 91.70 l/s
Largeur du canal	B = 400mm
Profondeur du canal	H = 1000mm
Inclinaison des barreaux	$\delta = 75^\circ$
Epaisseur des barreaux	E = 20mm
Ecartement entre les barreaux	b = 50mm



Figure III. 2: photo des grilles grossières

- **Les grilles fines** : installées à l'aval des grilles grossières dans le canal d'entrée de la station d'épuration.

Nombre de dégrilleurs	1
Débit de dimensionnement	$Q = 91.7 \text{ l/s}$
Largeur du canal	$B = 400 \text{ mm}$
Profondeur du canal	$H = 1000 \text{ mm}$
Inclinaison des barreaux	$\delta = 75^\circ$
Epaisseur des barreaux	$E = 10 \text{ mm}$
Ecartement entre les barreaux	$b = 20 \text{ mm}$

Les refus de dégrillage sont évacués par un tapis transporteur dans une benne à ordures qui sera vidée à chaque fois nécessaire.

III.2.2 Bassin sélecteur d'homogénéisation :

Après dégrillage, le rejet pénètre dans un réservoir sélectif nommé bassin sélecteur (ou d'homogénéisation) où les eaux usées brutes sont mélangées avec la biomasse des boues recirculées du fond des clarificateurs. Cet ouvrage rectangulaire étroit offre un temps de séjour limité à <1heure pour le débit d'eau usée nominal de l'horizon 2015. Ce débit est égal à

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

1920 m³/jour. Le bassin contiendra un volume d'eau égal à 78 m³ avec : L =12.2 m, l = 1.5m
H = 4.88 m et un niveau d'eau de 4.28 m



Figure III. 3 : photo du bassin sélecteur d'homogénéisation

Au bout du bassin, la liqueur mixte ainsi homogénéisé sera scindée en deux débits égaux et dirigés vers les deux bassins d'aération de 1^{er} étage par le biais de deux entailles rectangulaires munies de vannes murales d'isolement.

III.2.3 Bassins d'aération (1^{er} et 2^{eme} étages) :

Le mélange eau usée- liqueur mixte s'écoule ensuite dans un bassin de première aération où l'aération est constante. A ce stade, un temps de rétention adéquat est assuré pour permettre l'extraction de la DBO et de l'ammoniaque

Pour les stations d'épuration des eaux usées domestiques conçues pour effectuer une dénitrification poussée (élimination de l'ammoniaque et de l'azote total), le critère de dimensionnement des bassins d'aération limite la masse organique journalière (DBO₅/jour) qui doit être inférieure à 0.32 kg/m³ de volume aéré.

- ✓ La DBO₅ à l'entrée est de 416.7 mg/l ou 800 kg/j.
- ✓ La DBO₅ finale est de 15 mg/l ou 28.8 kg/j.
- ✓ La DBO₅ éliminée sera de (800-28.8) kg/j = 771.2 kg/j

Avec une charge organique projetée égale à la DBO₅ éliminée de 771.2 kg de DBO₅/jour, et si on adopte une masse organique journalière de 0.31 kg/m³ de volume aéré.

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Le volume aéré doit être de : $771.2/0.31 = 2488 \text{ m}^3$.

Cet ouvrage rectangulaire est arrangé en deux circuits de (02) étages chacun et l'ensemble doit offrir un volume tel que le temps de séjour y sera légèrement inférieur à 34 h, soit un peu moins de 17 heures par circuit :

$$\text{Volume optimum total requis} = 2488 \text{ m}^3$$

$$\text{Volume par circuit d'aération} = 2488 \text{ m}^3/2 = 1244 \text{ m}^3$$

$$\text{Volume d'eau dans le 1}^{\text{er}} \text{ étage} : 605 \text{ m}^3 = (23.16 * 6.10 \text{ m} * 4.28 \text{ m d'eau})$$

$$\text{Volume d'eau dans 2}^{\text{eme}} \text{ étage} : 663 \text{ m}^3 = (35.7 * 4.34 * 4.28)$$

$$\text{Volume totale installé/circuit} : 1268 \text{ m}^3 > 1244 \text{ m}^3$$

$$\text{Les temps de séjours sont : } (605 * 2/80 = 15\text{h}) + (663 * 2/80 = 16.6 \text{ h}) = 31.60 \text{ h}$$



Figure III. 4 : photo du bassin d'aération

Nombre de bassins de 1 ^{er} étage :	2
Forme :	rectangulaire
Dimensions :	6.10 m * 23.16 m = 141 m ² chacun
Profondeur :	4.88 m
Niveau d'eau :	4.28 m
Temps de séjour nominal :	15 h

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Chaque bassin d'aération du 1^{er} étage est continuellement aéré à l'aide de 14 assemblages de diffuseurs d'air coulissants à grosses bulles qui amènent l'oxygène nécessaire à la réduction de la DBO et à la transformation de l'azote ammoniacal en nitrates.

Nombre de bassins de 2 ^{ème} étage :	2
Forme :	rectangulaire
Dimensions :	4,34 m * 35.7 m = 155 m ² chacun
Profondeur :	4,88 m
Niveau d'eau :	4,28 m
Temps de séjour nominal :	16.60 h

Chaque bassin d'aération du 2^{ème} étage est aéré toutes les deux heures pendant deux heures à l'aide de 20 assemblages de diffuseurs coulissants. L'alternance est assurée par une vanne de contrôle pneumatique. Pendant la période d'arrêt de l'aération, la biomasse se dépose et sa partie inférieure devient anoxique, ce qui permet aux nitrobacters de transformer les nitrites en azote qui est relâché dans l'atmosphère. Les deux bassins communiquent par le biais de lucarnes submergées.

III.2.4 Bassins de décantation/clarification :

Après l'étape d'aération, le mélange (eau-boues) pénètre dans le clarificateur où la biomasse est décantée et retournée de façon hydraulique au bassin sélecteur avec un taux de recirculation de 100%. L'eau clarifiée est retirée par surverse et est acheminée vers le milieu récepteur. Les bassins de décantation, de forme rectangulaire, doivent assurer une très bonne séparation solide-liquide et permettent à l'effluent de ne contenir que 30 mg/l de matière en suspension entraînée.

Le taux de déversement superficiel est généralement choisi compris entre 7 et 17 m³/jour/m². Pour la station d'Ain Tolba, il a été choisi un taux de 14.20 m³/jour/m².

La surface de clarification minimum nécessaire pour un débit nominal de 1920 m³/j est égale à $1920/14.20 = 135 \text{ m}^2$.

En utilisant des modules de clarifications de 37 m² il a été installé au moins $135/37 = 3.65$ soit 4 modules repartis sur 2 bassins clarificateurs de $37 * 2 = 74 \text{ m}^2$ de superficie chacun.



Figure III. 5 : photo du clarificateur

Pour des raisons de configuration sur le terrain, chaque bassin clarificateur est situé de part et d'autre du bassin sélecteur, avec un mur mitoyen de 12.2 m de long. Cela nous laisse une largeur de $74 \text{ m}^2 / 12.2 = 6.10 \text{ m}$. La profondeur d'eau reste identique à celle du bassin d'aération de 2eme étage qui alimente le clarificateur, c'est-à-dire 4,28 m.

Caractéristiques des bassins de décantation/clarification

Nombre de bassins :	2
Forme :	rectangulaire
Dimensions :	$2.2 * 6.10 \text{ m} = 74 \text{ m}^2$ par bassin
Profondeur :	4.88 m
Niveau d'eau :	4.28 m

Le fond de ces bassins en béton armé contient des formes pyramidales qui servent à diriger les boues décantées vers les capots d'évacuation hydraulique des boues. Ces boues aspirées par air lift sont déversées dans un canal en acier inoxydable situé sous la passerelle du module de clarification et recyclées vers le bassin sélecteur.

L'équipement de chaque clarificateur est constitué d'éléments en forme de capots perforés en fibre de verre renforcée, de conduites d'amenée des eaux, de conduites d'évacuation des boues en PVC, de conduites de soutirage des effluents épurés et d'un système de contrôle du débit avec garde-fous en aluminium. Une vanne pneumatique (DN 50)

à double détente actionnera l'admission minutée d'air comprimé pour l'aspiration des boues par effet air lift.

III.2.5. Ouvrages de traitement des boues

Les boues sont soutirées par air lift directement à partir de la liqueur mixte du bassin d'aération du 1^{er} étage et déversées dans un digesteur aérobique ou elles sont stabilisées avant d'être évacuées vers des lits de séchage avoisinants.

a) Digesteurs aérobique :

Ces ouvrages en béton armé sont conçus pour contenir entre 20 et 25 % du débit quotidien nominal d'eaux usées :

$$20 \% * 1920 \text{ m}^3/\text{jour} = 384 \text{ m}^3$$

$$25 \% * 1920 \text{ m}^3/\text{jour} = 480 \text{ m}^3$$

Reparti sur deux bassins d'une profondeur d'eau de 4,4 m cela nous donne une surface par bassin de 54 à 44 m².



Figure III. 6 : photo de digesteur de boue

Caractéristiques des digesteurs aérobiques

Nombre de bassins :	2
Forme :	rectangulaire
Dimensions :	4.57 m * 10.44 m = 47.7 m ²
Profondeur :	4.88 m
Niveau d'eau :	4.40 m

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Volume de digestion : $218 * 2 = 436 \text{ m}^3$

Volume soutiré des digesteurs : $43.2 \text{ m}^3/\text{jour}$

Age moyen des boues stabilisées : 10 jours

Volume d'air de stabilisation : $548 \text{ m}^3/\text{h}$

Volume d'air d'agitation : $515 \text{ m}^3/\text{h}$

Chaque bassin est muni de 4 assemblages de diffuseurs d'air coulissants et d'un système d'aspiration hydrauliques des boues par air lift. Ces équipements sont fabriqués en acier inoxydable ou en PVC. Une vanne pneumatique contrôle le rythme d'amenée et d'arrêt d'air et une deuxième vanne pneumatique coordonne la fréquence et la durée de l'aspiration des boues à partir des bassins d'aération. Un caniveau d'accumulation des boues sera installé au fond de chaque bassin sur la paroi opposée à l'arrivée des boues. Le déversoir de retour du surnageant est équipé d'une plaque réglable pour l'ajustement du niveau d'eau dans les digesteurs.

Les boues stabilisées seront évacuées vers les lits de séchage par le biais de deux pompes à boues immergées installées dans chaque bassin digesteur, chacune capable de produire un débit $5.5 \text{ m}^3/\text{h}$. La durée et fréquence de leur utilisation sera dictée par les besoins du procédé en termes d'âges des boues. Deux pompes de drainage de $5,5 \text{ m}^3/\text{h}$ retourneront le filtrat des lits de séchage vers le digesteur d'origine des boues. Elles seront activées par niveau d'eau dans le puisard.

b) Lits de séchage :

C'est une déshydratation naturelle des boues qui est utilisée. L'excès de boues retiré du digesteur est acheminé vers des lits de séchage pour être réexpédié, une fois sèche, vers la décharge ou une éventuelle réutilisation dans l'agriculture. Quatre lits assemblés en deux groupes de 02 sont installés.

Caractéristiques des lits de séchage

Nombre de lits : 4

Dimensions : $15 \text{ m} * 10 \text{ m}$ chacun

Couche gravier : 15 - 30 mm de 20 cm de hauteur

Couche sable : 0.5 - 2 mm de 15 cm de hauteur

Avec un système de drainage et un puisard de récupération du filtrat par pompage vers le digesteur.



Figure III. 7 : photo d'un lit de boues en cours de séchage

III.2.6 Bâtiment d'exploitation :

Le bâtiment d'exploitation comprend une salle de contrôle avec tableau synoptique des installations, le bureau du chef de station, un réfectoire équipé et une salle de bain avec douche. Ce bâtiment sans étage et climatisé est situé de telle façon que l'opérateur de quart puisse voir les bassins de traitement à partir de la salle de contrôle.

III.3. Présentation STEP d'Ain Houtz :

III.3.1. Introduction :

Dans la wilaya de Tlemcen, il existe plusieurs stations d'épuration (urbaine ou industrielles) fonctionnelles ou en arrêt et d'autre en projet de réalisation, parmi ces dernières la station de Ain el Houtz, qui a été dimensionnée pour épurer les eaux usées d'origine domestique et pluviale de Tlemcen par le procédé d'épuration à boues.

III.3.2. Présentation de la station d'épuration :

La station d'épuration de la ville de Tlemcen se situe au nord du chef-lieu « Tlemcen Ville », à l'ouest de Chetouane « Daïra » sur la Route de Ain El Houtz conçue pour une population de 150 000 eq/hab. D'une capacité de 30 000 m³/j, elle a été réalisée par l'Entreprise Hydrotraitement mise en service le 05 Novembre 2005 gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement.



Figure III. 8: photo de la STEP d'Ain houtz (Tlemcen)

La station d'épuration de la ville de Tlemcen est de type boues activées à faible charge. Le réseau d'assainissement qui raccorde vers la station d'épuration est un réseau unitaire.

III.3.3 Description du processus de traitement :

Le procédé à boues activées consiste en un réacteur biologique aérobie où l'on provoque le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons appelés bioflocs. Le réacteur est alimenté en eau polluée et le mélange eau – bioflocs est appelé liqueur mixte. La liqueur mixte est maintenue dans un régime turbulent, par un système d'aération qui peut être du type de surface, il s'agit de turbines d'aération. De l'oxygène dissous est donc introduit dans la masse de la liqueur mixte nécessaire pour la respiration et le développement des micro-organismes aérobies.

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Après un temps de constat suffisamment long, la liqueur est envoyée dans un clarificateur mécanisé appelé aussi décanteur secondaire. Dans cette phase, une séparation solide – liquide s'effectue par gravité et est améliorée par le mécanisme. Celle-ci est obtenue dans un bassin cylindro–conique où l'eau épurée est séparée des boues. Les boues sont ensuite recyclées dans le bassin d'oxydation de manière à maintenir une concentration adéquate en bactéries épuratrice.

Les boues en excès venant des décanteurs secondaires sont évacuées par des liaisons inter ouvrages et dirigées vers le traitement des boues. Le traitement biologique est précédé de d'opérations de prétraitement : dégrillage, dessablage et déshuilage.

III.3.3.1 Description des installations :

La station comprend : [4]

Pour la partie eaux usées :

Déversoir d'orage



Figure III. 9: Photo du déversoir d'orage

Deux dégrilleurs

Grille grossière manuelle (1 unité) ;

- Largeur de la grille : 1,8 m
- Inclinaison : 70%
- Écartement entre les barreaux : 50 mm



Figure III. 10: Grille grossière manuelle

Grille mécanisée (2 unités) ;

- Largeur de la grille : 1,0 m
- Profondeur du chenal : 1,5 m
- Écartement entre les barreaux : 20 mm



Figure III. 11 : photo des grilles mécanisées (2 unités)

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Déssableur- déshuileur (2 unités)

Sous forme trapézoïdale, le dessableur déshuileur est équipé d'un pont suceur et écumeur et a pour dimensions :

- Longueur : 26 m
- Largeur : 4 m



Figure III. 12: photo du dessableur déshuileur

Bassins d'aération : Quatre bassin Chaque bassin a les dimensions suivantes ;

- Volume : 4723 m³
- Forme rectangulaire
- Longueur : 55,5 m
- Largeur : 18,5 m
- Profondeur d'eau : 4,6 m
- Hauteur béton : 5,6 m



Figure III. 13: photo de bassins d'aérations

Décanteurs secondaires : deux décanteurs chacun est équipé de :

- Pont racleur à vitesse de rotation 0,04 m/s
- Sont de forme circulaire
- Diamètre : 46 m
- Surface : 1661 m³
- Profondeur d'eau : 4 m en périphérie



Figure III. 14: photo du décanteur secondaire

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Bassin de chloration :

Il est en béton armé et d'une capacité de l'ordre de 700 m³



Figure III. 15 : photo du bassin de chloration

Pour la partie boues

Un poste de pompage des boues avec pompe de recirculation

Épaississeur à boue : Il est en béton armé et à un pont support de la tête tournante avec moteur et réducteur.

- Diamètre : 14 m
- Hauteur utile : 04 m
- Pente de fond : 1/10



Figure III. 16: photo de l'épaississeur

Chapitre III Présentation de la Station d'épuration de Ain Tolba et celle de Tlemcen

Lits de séchage : Quinze lits de séchage. Chaque lit a les dimensions suivantes :

Nombre : 14

Longueur : 30 m

Largeur : 15 m

Aire de stockage des boues séchées



Figure III. 17: Lits de séchage

Après séchage les boues sont stockées dans des aires aménagées à côté des lits pour une éventuelle utilisation dans l'agriculture.

Chapitre IV
Matériels et méthodes

Chapitre IV : Matériels et méthodes

IV.1. Introduction

Afin d'évaluer l'efficacité du traitement de l'azote et le phosphore de la STEP de Ain TOLBA, une série de mesures des paramètres physico-chimique sont effectués. Les analyses d'échantillons sont prélevées à l'entrée et à la sortie de la STEP et réalisés dans le laboratoire de ladite STEP. Ces paramètres physico-chimiques sont : la température (T), le potentiel d'hydrogène (pH), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène(DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO), l'ammoniac, les nitrates, les nitrites, les phosphate et l'indice des boues.

IV.2. L'échantillonnage

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier ses caractéristiques physicochimiques et microbiologiques. Il est donc nécessaire de mettre en place une organisation structurée, de développer une méthodologie adaptée à chaque cas, de procéder à un choix judicieux des points de prélèvement et d'utiliser le matériel convenable. Donc il est bien évident qu'un prélèvement correct est indispensable à l'obtention des résultats analytiques significatifs.

IV.3. Analyses physico-chimique effectuées à la STEP d'Ain Tolba

IV.3.1. La température :

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation (pollution thermique) peut perturber fortement la vie aquatique. La mesure de la température s'est effectuée à l'aide d'un ULTRAMETRE (plage de mesure 0-30°C). La lecture est faite en degré Celsius (°C) après stabilisation de l'appareil.

IV.3.2. Le pH

Le pH étant un paramètre influençant à la fois le niveau d'activité, la croissance des bactéries et la solubilité des composés. Il est important de le contrôler dans le bassin d'aération, d'autant plus que les bactéries sont sensibles à sa variation.

Le pH a été mesuré à l'aide d'un ULTRAMETRE (figure IV.1).



Figure IV. 1: Photo de l'Ultra-mètre

IV.3.3. Les Matières en suspension

Les particules fines en suspension dans une eau sont soit d'origine naturelle soit produites par les rejets urbains et industriels. Leur effet néfaste est mécanique, par formation de sédiments et d'un écran empêchant la bonne pénétration de la lumière, ainsi que par le colmatage des branchies des poissons.

Mode opératoire :

Prendre 100 ml d'échantillon bien mélangé ;

Prenez un plateau en aluminium et mettez-y un filtre en fibre de verre ;

Avec une balance analytique, prenez le poids initial du plateau en aluminium avec le filtre en fibre de verre. ;

Filtrez l'échantillon avec un ensemble normalisé en filtre de verre (filtre+fiolle) tout en appliquant le vide ;

Retirez soigneusement le filtre de verre du creuset et transférez-le à un plateau en aluminium ;

Placez le plateau en aluminium avec le filtre en papier dans le four ;

Séchez pendant 2heures à une température de 105°C ;

Après 2heures retirez du four et attendre que le tout refroidisse ;

Prendre le poids final du plateau en aluminium avec filtre en fibre de verre et le filtre à l'aide d'une balance ;

Si le volume de l'échantillon est de 100ml,

$$\text{MES (mg/l)} = \text{Poids final (mg)} - \text{Poids initial (mg)} * 10000$$

Si le volume de l'échantillon est de X ml,

$$\text{MES} = \text{Poids final} - \text{Poids initial} \times 1000 \times 1000 / X$$



Figure IV. 2: Dispositif de filtration sous vide

IV.3.4. La demande biochimique en oxygène :

La demande biochimique en oxygène (DBO) est un critère de pollution organique basé sur la quantité d'oxygène consommée à 20°C à l'obscurité pendant un temps de référence pour assurer l'oxydation des matières organiques présentes dans l'eau par voie biologique. La DBO₅, c'est-à-dire la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation, est conventionnellement utilisée. Il convient de noter que la DBO₅ n'est normalement représentative que de la pollution organique carbonée biodégradable.

La mesure de la DBO consiste en un test qui mesure la quantité d'oxygène consommée par les bactéries qui oxyde la matière organique contenue dans un échantillon d'eau, la pression dans les bouteilles des échantillons est contrôlée. Les bactéries présentes dans un échantillon utilisent de l'oxygène quand elles consomment la matière organique.

Mode opératoire avec l'appareil BODTrak :

1. Sélectionnez le volume correct de l'échantillon pour la plage de DBO.

Mesurez l'échantillon dans une éprouvette graduée.

2. Ajoutez le contenu d'un sachet tampon de nutriments dans l'éprouvette graduée.

3. Versez le contenu de l'éprouvette graduée dans une bouteille DBOTrak II.

4. Placez un agitateur dans la bouteille.

5. Placez une capsule d'étanchéité dans le goulet de la bouteille.

6. Ajoutez des pastilles d'hydroxyde de lithium à la coupelle d'étanchéité.

Répétez les étapes précédentes (4-6) pour chaque bouteille de l'échantillon.

7. Mettez les bouteilles sur le châssis du DBOTrak II. Connectez le tube adaptable à la bouteille de l'échantillon et serrez le bouchon.

8. Mettez l'appareil (ensemble) dans l'incubateur. La température de l'incubateur doit être de 20± 1°C.

9. Branchez et allumez l'appareil.

10. Réglez la durée de 5 jours.

IV.3.5. Dosage de la demande chimique en oxygène (DCO) :

La demande chimique en oxygène (DCO) est la consommation en dioxygène par les oxydants chimiques forts pour oxyder les substances organiques et minérale de l'eau. Elle permet d'évaluer la charge polluante des eaux usées. La DCO est une mesure principale des effluents pour les normes de rejet.

Mode opératoire :

1. Démarrez l'appareil DRB 200 préchauffer le four à 150°C.

2. 0-150 effluent (sortie)

0-1500 affluent (entrée)

3. Prenez le flocon du réactif de digestion DCO et ajoutez 2 ml de l'effluent et l'autre de l'affluent.

4. Mélanger le contenu, placez le flocon dans le four préchauffé DRB 200 réacteur.



Figure IV. 3: Photo du four DRB 200 réacteur

Note : le flocon devient très chaud pendant le mélange.

5. Préparer un blanc en répétant les trois étapes ci-dessous, en substituant les 2 ml de l'eau désionisée pour l'échantillon.

6. Chauffez les flacons pendant 2 h à 150°C.

7. Après h laissez les flacons refroidissent pendant 20 min.

8. Retournez chaque flacon plusieurs fois, placez dans une porte tubes

9. Insérez l'adaptateur DCO dans le support de la cellule et insérez le blanc affiche le 0.00

10. Insérez l'échantillon préparé dans le spectrophotomètre (figure IV.4) et lire en mg/l de DCO.



Figure IV. 4: Photo du spectrophotomètre DR 900 Hach

IV.3.6. Dosage de l'ammoniac (NH_3) :**Protocole expérimental en utilisant la poudre en sachet**

2. Préparer un blanc remplir une cellule d'échantillon avec 10ml d'eau désionisée.
3. Préparer l'échantillon :
 - A. Remplir une seconde cellule d'échantillonnage avec 10ml de l'échantillon à analyser.
 - B. Ajoutez le contenu d'un sachet de poudre de salicylate d'ammoniac à chaque cellule échantillon
 - C. Agiter pour dissoudre le réactif. Le temps de réaction est de 3min.
 - D. Après ajoutez un sachet de cyanurates d'ammoniac en poudre dans chaque échantillon.
 - E. Agitez pour dissoudre le réactif.
 - F. Le temps de réaction est de 15 min.
 - G. Nettoyer la cellule d'échantillon et insérer dans le porte-flacons.
 - H. L'écran affiche 0.00
 - I. Nettoyer la cellule de préparation et insérer dans cette porte et lire le résultat de NH_3 en mg/l

IV.3.7. Dosage des nitrates (NO_3^-) :

Ion produit au cours du cycle de l'azote, particulièrement soluble dans l'eau et responsable d'une pollution des eaux. Les ions nitrates sont formés au terme d'un processus complexe de transformation de l'azote par des bactéries. Ils sont ensuite assimilés par les plantes.

Mode opératoire :

Préparer 10 ml d'échantillon à analyser,

Ajoutez un sachet de poudre du réactif nitraver5 ;

Agiter pendant 1 min pour dissoudre le réactif, durée de la réaction de 5 min une couleur ambre indiquera la présence de nitrates.

Préparation d'un blanc comme référence comme les autres modes opératoires :

- Placer la cellule dans la porte-flacons est lire résultat en mg/l de NO_3^- .

IV.3.8. Dosage des nitrites (NO_2^-) :

L'ion nitrite a un comportement très différent de l'ion nitrate, en particulier, il se lie aux métaux. Les nitrites alcalins sont solubles dans l'eau et hygroscopiques.

Mode opératoire :

Préparer l'échantillon à analyser de 10 ml,

Ajouter un sachet du réactif nitriVer 3 : une couleur rose commence à apparaître au cas où des nitrites sont présents dans l'échantillon, durée de réaction de 20 min.

Préparer un blanc et nettoyer et insérer aux portes flacons pour mettre le zéro.

Après 20min, placer la cellule de l'échantillon à analyser aux porte-flacons et lire résultat en mg/l de NO_2^- .

IV.3.9. Dosage des phosphates (PO_4^{3-}) :

Les phosphates rejetés dans l'environnement proviennent, à parts sensiblement égales, de sources agricoles (engrais) et industrielles, de déjections humaines et de détergents ou lessives phosphatées.

En matière de pollution diffuse, on estime que 0.5 à 2.5 mg/l du phosphore des engrais utilisés est entraîné par l'eau, lors du lessivage des sols cultivés par les eaux de pluie et de drainage. Les phosphates sont les principaux responsables dans le monde, des phénomènes d'eutrophisation : processus naturel et très lent, par lequel les plans d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs notamment du phosphore et de l'azote, ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques.

Mode opératoire :

Préparer l'échantillon à analyser et blanc de 10 ml,

Ajouter un sachet de phosVer3 phosphate à l'échantillon à analyser, une couleur bleue apparaît si le phosphore est présent dans l'échantillon.

Agiter 30 secs, la durée de la réaction de 2min.

Mettre le blanc dans l'appareil pour mettre le zéro après insérer la cellule d'échantillon à analyser et lire résultat en mg/l PO_4^{3-} .

IV.3.10. Indice de volume des boues (IVB) :

L'indice de volume des boues (IVB) exprimé en ml/g est le volume en millilitres occupé par un (1) gramme d'une suspension après 30 minutes de décantation. L'IVB est généralement utilisé pour contrôler les caractéristiques de sédimentation des boues activées et d'autres suspensions biologiques.

Bien que l'IVB ne soit pas toléré en théorie, l'expérience a montré qu'il est utile dans le contrôle des processus de routine.

$$\text{IVB} = \frac{\text{Volume de boue décantée (ml/l)} \times 1000 \text{ (mg/g)}}{\text{Total des matières en suspension (mg/l)}}$$



Figure IV. 5: Photo de l'Indice de volume des boues

IV.4. Matériel et méthodes utilisées à la STEP Ain HOUTZ

IV.4.1. La température

La mesure de la température s'est effectuée à l'aide d'un thermomètre (plage de mesure 0-30°C) plongé à l'intérieur de fiole de 500 ml. La lecture est faite après stabilisation du thermomètre en degré Celsius (°C).

IV.4.2. Le potentiel Hydrogène (pH)

Le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions H⁺ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14. Le pH de neutralité est 7. Sa valeur est exprimée sans unité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau. Ce paramètre a été mesuré au moyen d'un pH mètre portatif de marque (WTW) (figure IV.6). Après un rinçage plusieurs fois de la sonde de mesure à l'eau distillée, on plonge la sonde dans l'échantillon d'eau avant et après l'épuration ; la valeur du pH lue directement sur le cadran de l'appareil après stabilité de celle-ci.



Figure IV. 6: Photo du pH-mètre (pH 90 WTW)

IV.4.3. L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau, car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation de la pollution. L'oxygène dans l'eau dépend des

différents facteurs dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La mesure de l'oxygène dissous a été effectuée à l'aide d'une oxymétrie. On plonge la sonde dans l'échantillon d'eau avant et après l'épuration. On prend le résultat après la stabilisation des résultats sur l'afficheur de l'appareil.



Figure IV. 7: Photo de l'oxymètre (HANNA-HI 9146)

IV.4.4. Les Matières en suspension

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'œil nu. Théoriquement, ils ne sont pas solubilisés [37]. Les MES sont en majeure partie de nature biodégradable. La plupart des micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES qui les protègent de beaucoup de traitements. Si les MES sont présentes en trop grande quantité, elles peuvent entraîner le bouchage des canalisations [38].

- Mode opératoire

La méthode utilisée dans notre analyse est la filtration sur filtre en fibre de verre. Cette méthode se déroule de la manière suivante :

Les échantillons prélevés sont laissés s'équilibrer à température ambiante à proximité de la balance, en utilisant le dessiccateur et le peser (P1). Le filtre est placé dans l'entonnoir du dispositif de filtration et connecter à un dispositif d'aspiration sous vide (figure IV.7).

Après agitation du flacon, on transfère immédiatement et d'un seul trait un volume (V) d'échantillon dans une éprouvette graduée. On filtre ce volume (V) puis on place le filtre sur un support de séchage pour le déshumidifier et le sécher dans l'étuve à 105°C pendant (02)

heures. Finalement le filtre est retiré et laissé s'équilibrer à la température ambiante à proximité de la balance, en utilisant le dessiccateur et le fait peser en utilisant une balance de précision (P2) (figure IV.8). La différence $P2 - P1$ correspond au poids de MES. Il suffit de diviser ce poids par le volume V filtre pour déterminer la concentration en MES exprimé en g/l. On multiplie par 1 000 pour exprimer le résultat en mg/l.



Figure IV. 8 : Dispositif de filtration sous vide (Pioneer TM)



Figure IV. 9: balance de précision électronique

Ce protocole est identique pour les eaux usées et celles épurées.

IV.4.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO_5)

La demande biologique en oxygène (ou DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour assimiler la pollution biodégradable sur une période définie. En effet, une période allant de 21 à 28 jours serait nécessaire aux micro-organismes pour assimiler la totalité de la pollution biodégradable. Il a été déterminé après une période de 5 jours (DBO_5) correspondant à l'assimilation de la pollution biodégradable carbonée (oxydation), et après que les micro-organismes assimilaient la pollution biodégradable azotée (nitrification). La détermination de la Demande Biologique en Oxygène est une façon indirecte d'évaluer la quantité de matières biodégradables essentiellement organiques contenues dans l'eau [32].

- Mode opératoire

On remplit deux flacons, le premier par 150 ml d'eau usée et le second par 400 ml d'eau épurée. On place un barreau magnétique dans chacun des flacons pour l'homogénéisation. On rajoute 1g d'hydroxyde de lithium (KOH) dans les bouchons hermétiques pour absorber l'humidité (CO_2) et on visse l'oxytpe sur le flacon (figure IV.10). Ensuite on règle les plages des mesures de [0 à 600] pour les eaux usées et de [0 à 90] pour les eaux épurées.

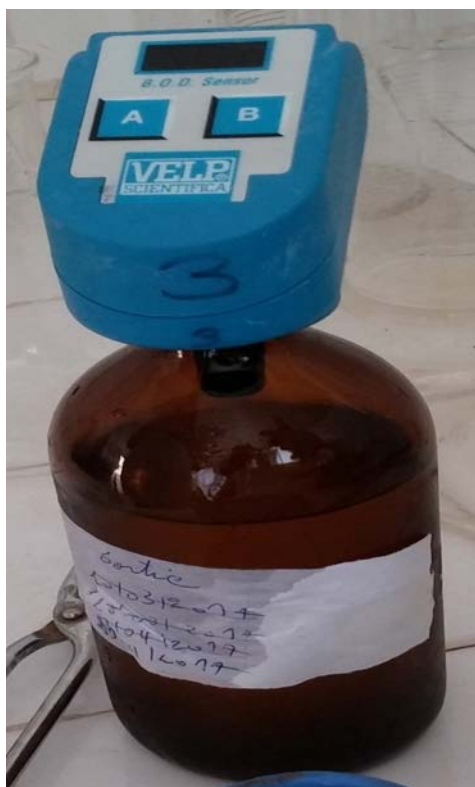


Figure IV. 10: Photo du flacon à D.B.O avec oxytpe

Les échantillons sont placés dans une chambre thermostatée et sombre durant leurs mesures de DBO_5 (figure IV.11). On place les deux échantillons dans l'incubateur pendant 05 jours à une température de 20°C . Les valeurs prises, seront celles affichées à la fin des 05 jours.



Figure IV. 11: Photo du D.B.O mètre (VELP SCIENTIFICA)

IV.4.6. Dosage spectroscopique

Les nitrates, les nitrites, l'ammoniac et la DCO ont été déterminés à l'aide d'un spectrophotomètre de type HACH DR 2000 (figure IV.12) et des tubes en verre de 25 ml de capacité. La détection se fait dans le domaine du visible de l'appareil allant de 325 à 900 nm.

L'analyse de l'élément ou du composé est réalisée suite à une complexation de celui-ci avec le réactif ajouté, ce qui développe une couleur. L'intensité de la couleur obtenue et le choix approprié de la longueur d'onde permettent l'analyse de l'élément contenu dans l'échantillon.



Figure IV. 12: Photo du spectrophotomètre HACH DR/2000

a) Dosage de l'ammoniac

L'ammoniac NH_4^+ provient de la décomposition par les bactéries de l'azote organique (ammonification). L'Ammoniac provient également de la dégradation des protéines animales.

Les effluents domestiques représentent la plus importante source de pollution L'azote ammoniacal peut aussi provenir de ruissèlements urbains, de l'agriculture (engrais) ou de l'industrie.

- Mode opératoire

Pour la mesure de l'azote ammoniacal, on entre le numéro de programme **380** dans le spectrophotomètre ensuite on règle la longueur d'onde à **425 nm**. On remplit trois cuvettes de 25 ml chacune. Une contient de l'eau distillée (le blanc) et les deux autres sont remplies à raison de 1 ml d'eau usée ou épurée (l'échantillon avant ou après l'épuration) et on leurs ajoute 24 ml de l'eau distillé (dilution). Puis on ajoute dans chacune de ces cuvettes trois gouttes de sel de Rochelle-PVA (Polyvinyle Alcool), trois gouttes de Minéral Stabilizer et 1 ml de réactif de Nessler. On remarque qu'en présence d'ammoniac ; une coloration jaune se développe. Le réactif donne une légère couleur jaune au blanc. Finalement, on place le blanc dans le puits de mesure, on fait presser ZERO, l'affichage indique : attendre puis 0.00 mg/l, ensuite on place l'échantillon préparé dans le puits de mesure. Après quelque instants le résultat sera afficher en mg/l d'ammoniac (NH_3).

Remarque : les résultats peuvent être exprimés en mg/l d'ammoniac (NH_3) ou en mg/l d'ammonium (NH_4^+) en multipliant le résultat par le facteur de conversion (1,29) et par le Facteur de dilution (25).

b) Dosage des nitrites

Notés NO_2^- (on parle aussi de l'azote nitreux), ils sont souvent en quantité très faible car c'est une forme chimique très instable.

- Mode opératoire

Pour les nitrites, le numéro de programme du spectrophotomètre est 375. La longueur d'onde sera réglée à 507 nm. L'afficheur indique : mg/l NNO_2^- L AV. Comme pour l'analyse de l'ammoniac, on prépare trois cuvettes, mais cette fois-ci de 10 ml chacune. La première sera remplie d'eau distillée (le blanc) et deux autres cuvettes de 10 ml contiennent 1 ml de l'échantillon avant et après l'épuration et 9 ml de l'eau distillée. Ensuite on rajoute le réactif en sachet de Nitrate Ver3 et on attend 15 min. Pendant cette durée, le nitrite réagit avec l'acide sulfanillique pour former un sel de diazonium qui réagit avec l'acide chromotrope pour produire un complexe coloré rose.

En dernier lieu, on place le blanc dans le puits de mesure et on presser ZERO. L'affichage indique : attendre puis 0.000 mg/l $\text{NO}_2^- \text{N}$ L AV. Ensuite, on place l'échantillon préparé et on lit le résultat afficher en mg/l $\text{NO}_2^- \text{N}$ L AV. Pour avoir les nitrites en mg/l, on multiplie par la constante 4.4 et par le facteur de dilution (10).

c) Dosage des nitrates

Les nitrates notés NO_3^- ou encore appelés l'azote nitrique sont une forme chimique stable.

Mode opératoire

Pour les nitrates le numéro de programme est 351. La longueur d'onde sera réglée à 507 nm. L'afficheur indique : mg/l N-NO_3^- . On prépare 25 ml d'eau distillée (le blanc) et on remplit deux cuvettes de 30 ml, avec 1 ml d'eaux usées et épurés pour chaque échantillon et 29 ml de l'eau distillée. Ajouter un sachet Nitra ver 6 à chacun de ces deux échantillons de 30ml, puis attendre 5 min pour la dissolution du réactif et la sédimentation du cadmium. Ensuite on enlève 5 ml de chaque échantillon et on ajoute le contenu du sachet Nitri ver 3. On laisse à nouveau, un temps de réaction de 10 minutes. Le résultat s'affiche en mg/l N-NO_3^- .

Ce résultat affiché, sera multiplié par la constante (3.3) et par le facteur de dilution (30) pour avoir les nitrates en mg/l.

d) Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (ou DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies [39]. La DCO est utilisée comme mesure de polluants. Elle est normalement mesurée aussi bien dans les installations de traitement d'eaux usées municipales qu'industrielles et donne une indication de l'efficacité du processus de traitement. On évalue la quantité d'oxygène (en mg/l) [40].

- Mode opératoire

Prélever 2 ml d'eau usée et 2 ml d'eau épurée, qui seront rajoutés aux deux tubes de réactif à DCO (figure IV.12), contenant du dichromate de potassium (oxydant puissant). La plage de mesure du premier tube qui contient les eaux usées est de [0 à 1500 ppm] et le second, celui des eaux épurées est de [0 à 150 ppm].



Figure IV. 13: Photo des réactifs de la D.C.O

Les deux tubes seront chauffés pendant 2 heures à une température de 150°C au réacteur à DCO (figure IV.13). Les composés organiques oxydables réduisant les ions dichromate (Cr^{6+}) en ions chrome (Cr^{3+}). Attendre 20 min, temps nécessaire au refroidissement des tubes avant d'effectuer les mesures au spectrophotomètre. On règle le numéro du programme à 435, la longueur d'onde à 620 nm et on pose le blanc dans le spectrophotomètre pour l'étalonner à zéro pour permettre de d'analyser l'échantillon des eaux usées. Les résultats affichés sont exprimés en mg d'oxygène par litre.



Figure IV. 14: Photo du réacteur d'oxydation de la D.C.O (HACH)

La même méthode a été utilisée pour les eaux épurées.

Chapitre V
Résultats et discussions

Chapitre V : Résultats et discussions

V.1. Introduction :

Dans cette partie nous étudions la qualité de l'eau brute et épurée ainsi que l'efficacité de l'épuration de la STEP de Ain Tolba en s'intéressant essentiellement à l'élimination de l'azote et du phosphore. Cette étude est jugée en fonction des résultats obtenus après avoir effectué une série d'analyses physico-chimiques, des eaux usées en amont et en aval de la station d'épuration par oxydation alternée de la ville de AIN TOLBA.

Une comparaison des résultats avec celles de la station d'épuration de AIN HOUTZ de la ville de TLEMCEM (procédé par boues activées) sur quelques paramètres de pollution et les rendements a été également abordée.

Afin de déterminer la qualité des eaux usées de la station d'épuration de AIN TOLBA, nous avons effectué les analyses de différents paramètres de pollution qui peuvent être réalisés au niveau de laboratoire de la STEP AIN TOLBA et AIN HOUTZ à savoir la température, le pH, 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), le nitrite (NO_2), et ortho phosphate (PO_4).

Pour le cas de notre étude, le travail expérimental a été réalisé sur une période de quelques jours d'octobre 2016 jusqu'à février 2017.

Les résultats obtenus sur la période d'étude nous ont permis d'établir des graphes pour chaque élément analysé. La lecture des graphes par élément analysé permet d'apporter les commentaires ci-après :

V.2. Résultats et interprétations :

V.2.1. Le pH

La figure V.1 donne la variation du pH de l'eau avant (eaux brutes) et après épuration (eaux traitées).

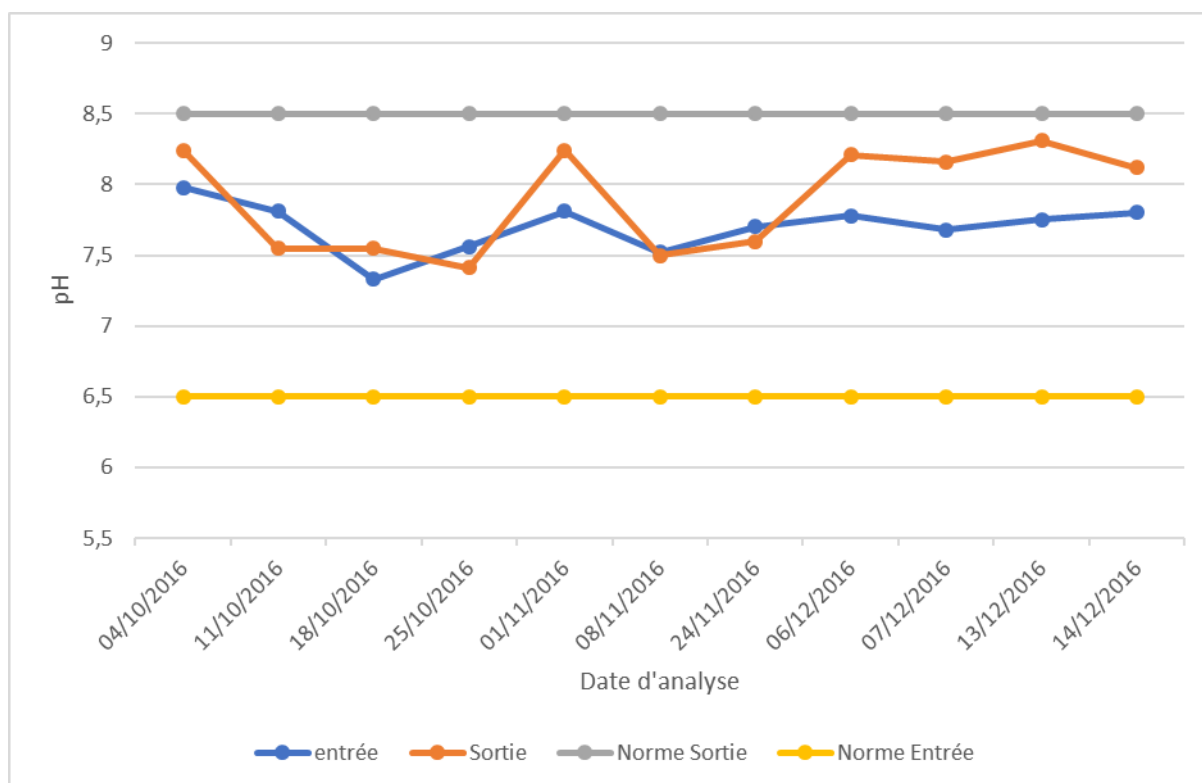


Figure V. 1 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP Ain Tolba

Les valeurs du pH permettant d'assurer un traitement efficace et d'éliminer convenablement plusieurs éléments polluants tel que l'azote et le phosphore, doivent se situer entre 6.5 et 8.5. Elles varient de 7.33 à 7.98 à l'entrée et entre 7.41 à 8.31 à la sortie, soit une moyenne à la sortie de 7.89.

Dans notre étude les valeurs supérieures du pH sont proches de la norme supérieure (8.5). Les limites de pH pour la croissance et la reproduction bactérienne tolèrent une gamme de pH allant de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8.

V.2.2. La température

La figure V.2 montre la variation de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

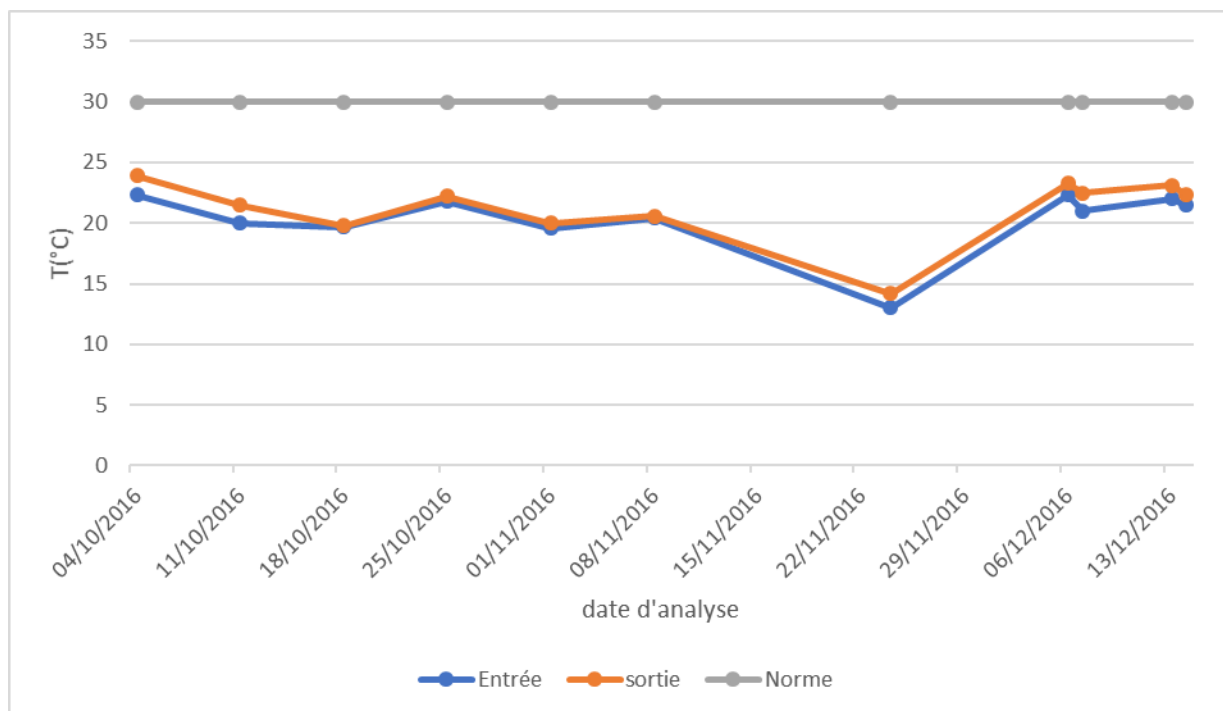


Figure V. 2: Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ain Tolba.

La température est un facteur important dans l'activité bactérienne. D'après les résultats obtenus (figure V.2), on remarque que la température de l'eau est variable entre 13°C et 22.3°C à l'entrée de la STEP, et de 14°C à 23.9°C à la sortie de la STEP. Soit une moyenne à la sortie de 21.21°C. Ces valeurs s'inscrivent dans la tranche permettant le développement de la population bactérienne, elles sont inférieures au seuil maximal tolérable qui est de 30°C. Il est évident de noter que cette campagne d'analyses était menée en hiver et que la température de l'eau est influencée par la température de l'air.

V.2.3 Matières en suspension (MES)

La figure V.3 montre la variation de la concentration des matières en suspension (MES) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

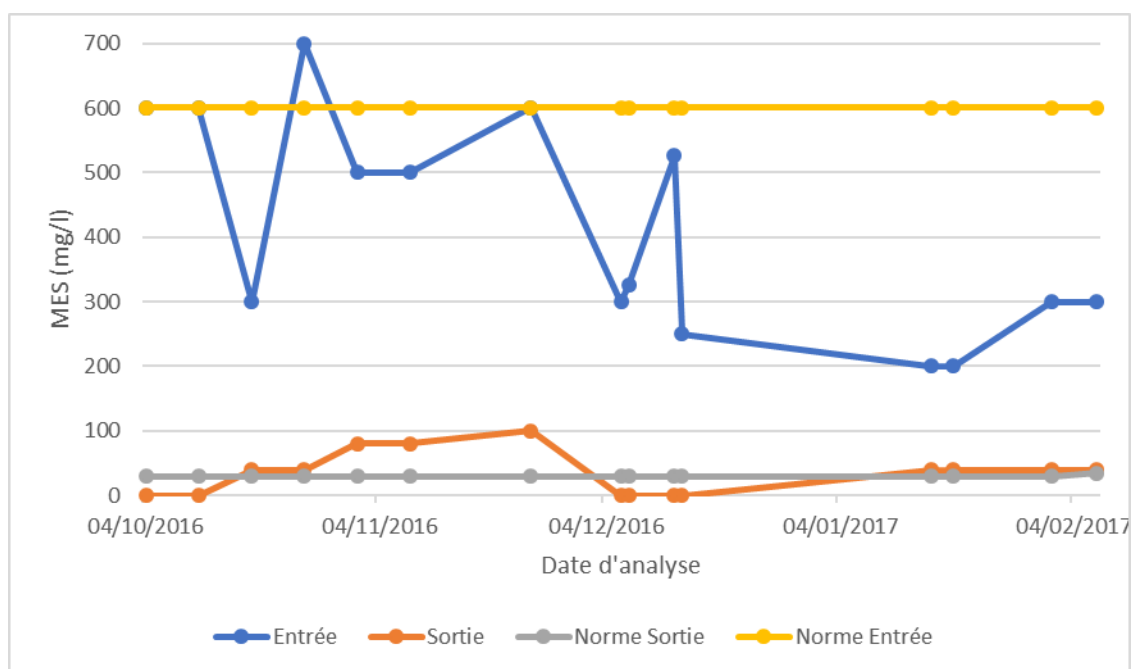


Figure V. 3: Variation de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ain Tolba.

En examinant les résultats trouvés, on remarque qu'à l'entrée de la STEP, les valeurs de MES varient de 200 mg/l à 700mg/l avec une moyenne de 413.4 mg/l. Cette variation est due à une instabilité de la qualité des eaux à l'entrée.

Les valeurs de MES à la sortie de la STEP (eaux traitées) sont comprises entre 40 mg/l à 100 mg/l avec une moyenne de 33.33 mg/l sur la durée de l'expérience. Cette valeur est supérieure à la norme de rejet en Algérie (30 mg/l). Cette augmentation dépend à l'origine des eaux usées que nous traitons, ou à une mauvaise décantation de la boue dans le clarificateur. Le rendement d'abattement de MES dans cette station d'épuration avoisine les 96 %. Ce rendement est légèrement inférieur à celui obtenu dans la STEP de Ain Houtz du type boues activées à très faible charge (97%) [37].

V.2.4 Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La demande biologique en oxygène (DBO₅) est un paramètre très significatif et révélateur pour l'appréciation de la qualité des eaux. La figure V.4 donne la variation de la concentration de la DBO₅ dans les eaux brutes et les eaux traitées.

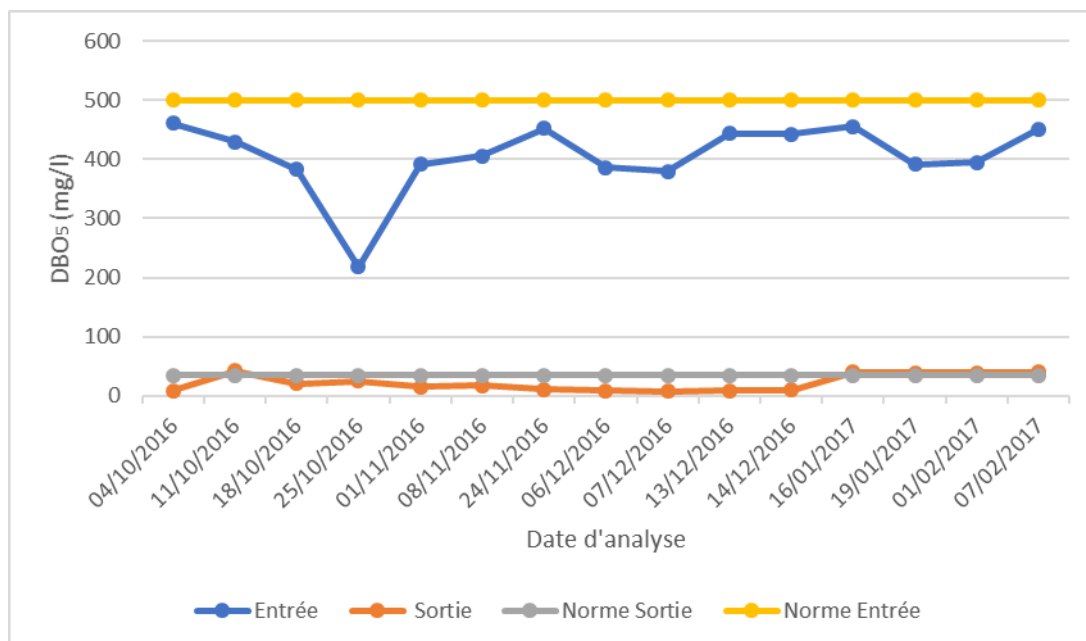


Figure V. 4: Demande biologique en oxygène (DBO₅) à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ain Tolba.

L'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO₅ qui varie entre 218 mg/l à 461 mg/l avec une moyenne de 405.8 mg/l. Cette augmentation est marquée à cause de la charge polluante importante qui est à l'entrée de la station. En revanche, on constate que les valeurs de la DBO₅ à la sortie de la STEP (eaux traitées) varient entre 7.9 mg/l à 42 mg/l avec une moyenne de 22.14 mg/l. On remarque encore que la DBO₅ à la sortie de la STEP pendant les jours (11/10/16, 16/01/17, 19/01/17, 01/02/17, 07/02/17) ont pour valeurs (42, 40, 39, 39, et 40 mg/l) respectivement. Ces valeurs dépassent la norme (35 mg/l). Cette augmentation est due soit aux rejets sauvages (huileries, rejets industriels qui sont raccordées au même réseau d'assainissement), soit à une mauvaise aération. Les autres valeurs sont généralement toutes dans les normes de rejet (inférieur à 35 mg/l).

Le rendement d'abattement de la DBO₅ est de 94 %, c'est à dire que la quantité d'O₂ dissous fournie par les aérateurs dans le bassin d'aération est suffisante pour les besoins des bactéries.

V.2.5 Demande chimique en oxygène (DCO)

La représentation graphique de la DCO à l'entrée et a la sortie de la STEP d'Ain Tolba est illustrée dans la figure V.5 :

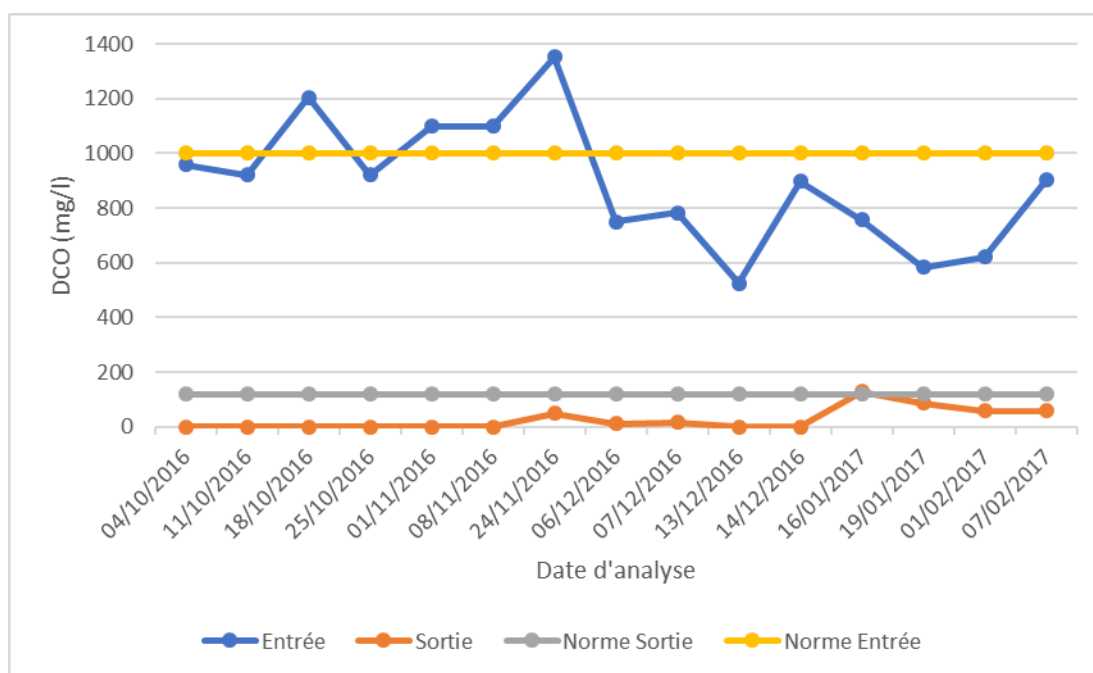


Figure V. 5 : Demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP D'Ain Tolba.

Les valeurs de concentration de la DCO des eaux brutes de la STEP varient entre un maximum de 1353 mg/l et un minimum de 526 mg/l (soit une moyenne de 892). En revanche, les concentrations de la DCO des eaux traitées varient entre un maximum de 129 mg/l et un minimum de 12 mg/l, avec une moyenne de 27 mg/l et un rendement d'abattement de DCO d'environ 96 %. Ces valeurs sont conformes à la norme algérienne de rejet (DCO < 120 mg/l), donc une grande partie de la pollution chimique a été éliminée par ce procédé.

V.3 Matières azotées

L'azote est présent dans les effluents sous les différentes formes suivantes :

- ✓ Azote organique (N org) ;
- ✓ Azote ammoniacal (NH_4^+) ;
- ✓ Nitrates (NO_3^-) ;
- ✓ Nitrites (NO_2^-).

V.3.1 Azote ammoniacal (NH_4^+)

La figure suivante représente la variation de NH_4^+ de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

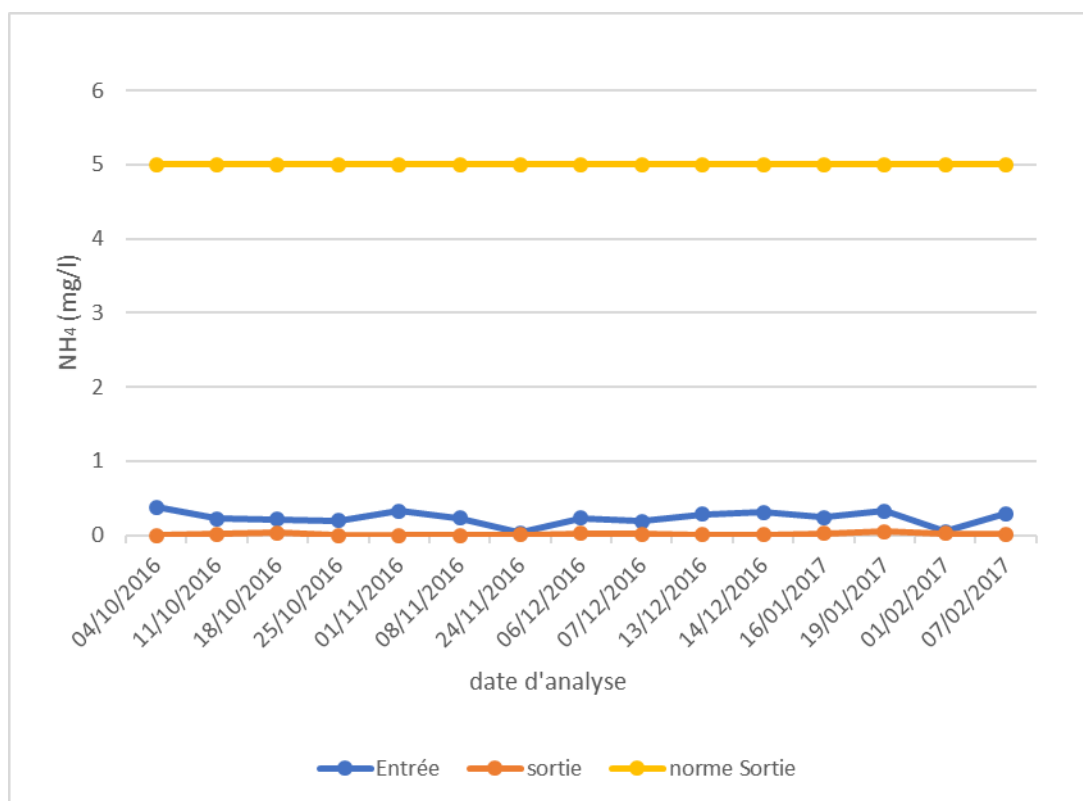


Figure V. 6: Evolution du N-NH₄⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP Ain Tolba

La lecture et l'analyse du graphe de la figure V.6 permettent de porter le constat suivant les mesures de NH₄⁺, effectuées à l'entrée de la STEP sur les eaux usées, varient entre 34.7 mg/l et 20.2 mg/l, soit une moyenne à l'entrée de 28.15 mg/l. Les concentrations en NH₄⁺ dans les eaux épurées sont comprises entre 0.5 mg/L et 4.03 mg/l, soit une moyenne à la sortie de 2.26 mg/l. Elles sont largement faibles à la norme de rejet qui est de 5 mg/l.

L'important abattement de NH₄⁺ est dû à la bonne aération qui génère une excellente oxygénation des eaux à épurer. L'existence d'une bonne oxygénation conjuguée à la présence des bactéries nitrifiantes (autotrophes) dans le bassin d'aération, assure le phénomène de nitrification. Le NH₄⁺ est oxydé en nitrite puis en nitrate par la consommation de l'oxygène. Les résultats obtenus confirment la fiabilité de la station en matière de nitrification.

En outre, les rendements de l'abattement de l'azote ammoniacal NH₄⁺ de la STEP d'Ain TOLBA sont illustrés sur la figure V.7.

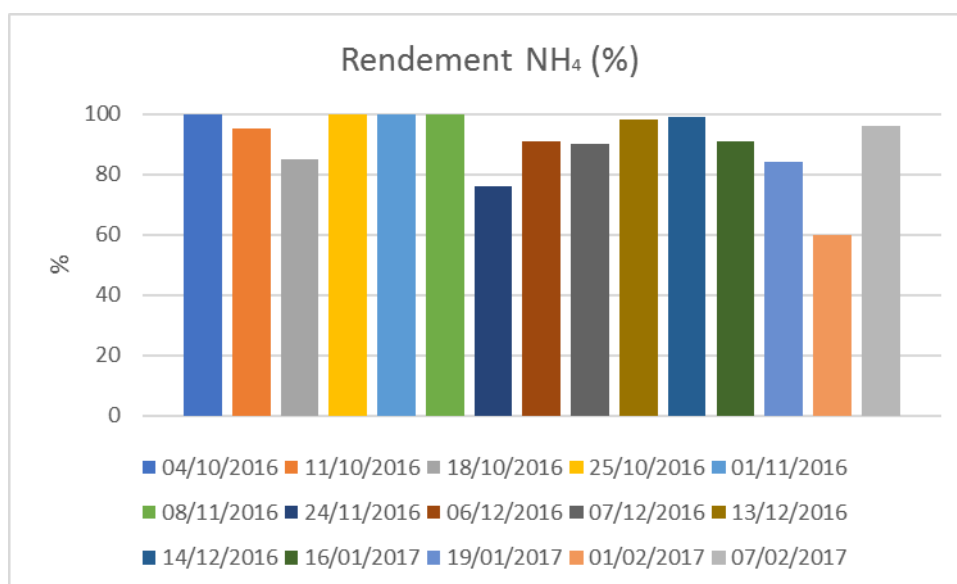


Figure V. 7: Abatement de NH₄⁺ de la STEP

L'examen des résultats obtenus montre que les rendements de l'abatement de NH₄⁺ sont très satisfaisants. La valeur minimale de 84 % est enregistrée le 19/01/2017, quant à la maximale, elle est de 98 % enregistrée le 13/12/2016. Le rendement moyen est de 91 %. Ce rendement est largement supérieur à celui enregistré dans la station d'épuration de la ville de Souk-Ahras (77 %) en 2009 [36].

V.3.2 Nitrites (NO₂)

L'ion nitrite, est la principale forme d'azote inorganique trouvée dans les eaux. Il s'oxyde facilement en ion nitrate et se retrouve ainsi rarement en concentration importante dans les eaux. Les nitrites instables ne se maintiennent que lorsque le milieu, n'est pas suffisamment oxydé, leur présence indique un état critique de pollution organique. La figure V.8 représente la variation journalière des nitrites (NO₂) dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP.

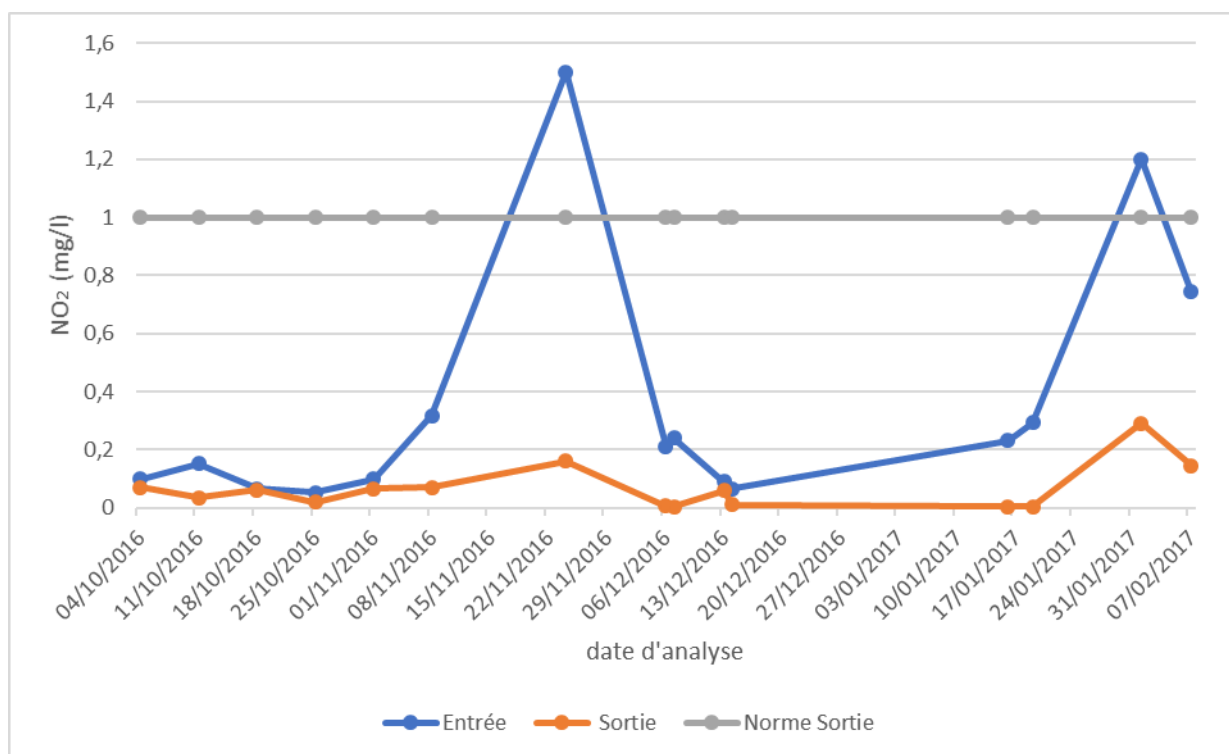


Figure V. 8 : Variation de $N-NO_2^-$ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Ain Tolba.

D'après le résultat obtenu (figure V.8), on remarque que la teneur en nitrite des eaux usées (brutes et traitées) est très faible. Ainsi, la différence dans ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0,052 mg/l et 1,5 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité de l'eau usée. Les valeurs signalées après traitement dans l'eau épurée varient de 0,005 mg/l à 0,29 mg/l. avec une moyenne de 0,06 mg/l et sont largement inférieures à la limite fixée pour les eaux d'irrigation (< 1mg/l).

V.3.3 Nitrate (NO_3^-) :

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. La figure suivante représente la variation de nitrate de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

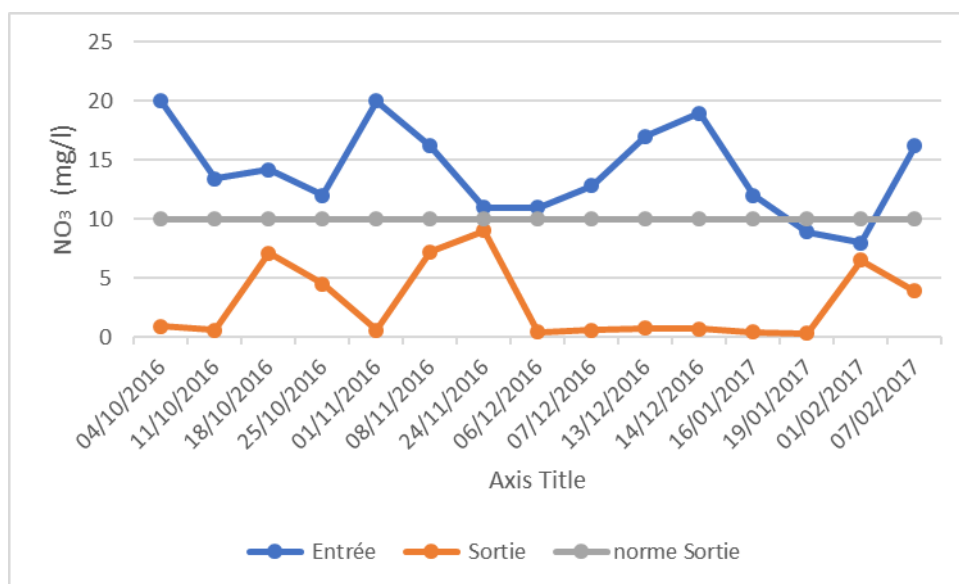


Figure V. 9: Variation de N-NO_3^- à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ain Tolba.

On observe que les valeurs des nitrates obtenues varient entre 8 mg/l et 16.2 mg/l à l'entrée et de 0.3 mg/l à 7.2 mg/l pour les eaux épurées. Les valeurs des nitrates restent au-dessous de la norme de rejet fixée (10 mg/l).

V.3.4 phosphates :

La figure V.10 représente la variation de l'ortho phosphates (PO_4^{3-}) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

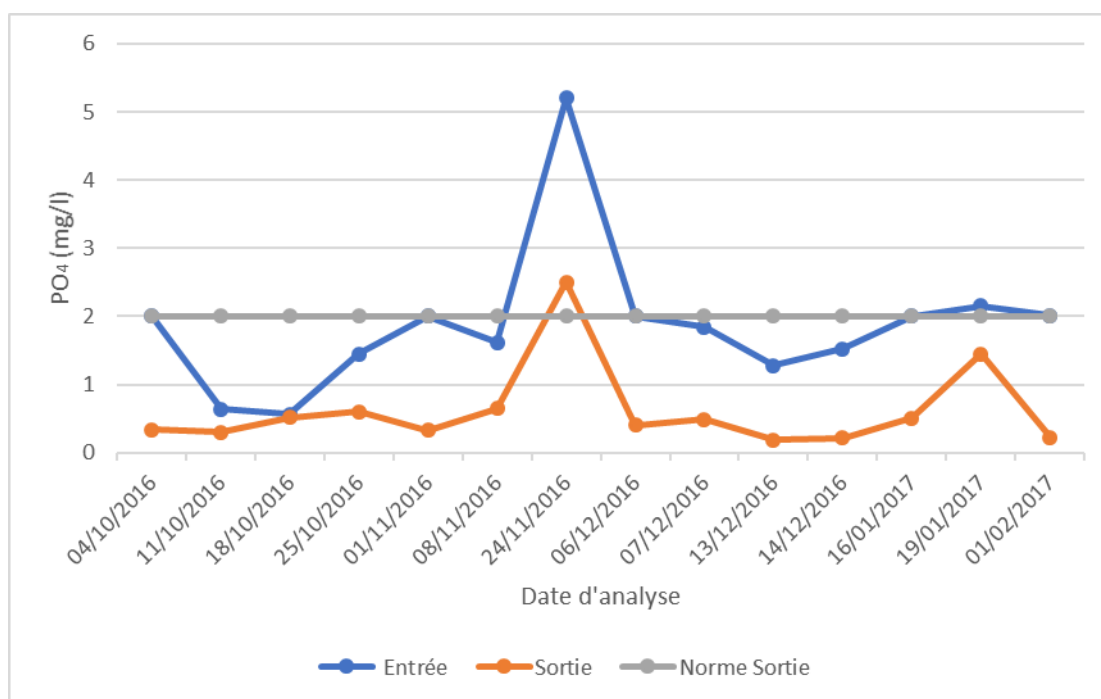


Figure V. 10 : Variation de PO_4^{3-} à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ain Tolba.

D'après les résultats obtenus indiqués sur figure V.10, on constate que les valeurs des phosphates varient d'un minimum de 0.56 mg/l à un maximum de 5.2 mg/l au niveau des eaux brutes. Concernant les eaux épurées, les concentrations oscillant entre 0.19 mg/l et 2.5 mg/l. Les valeurs des phosphates restent au-dessous de la norme de rejet fixée (10 mg/l). Ceci confirme la bonne efficacité de la STEP vis-à-vis à l'abattement du phosphore.

V.3.5 Rendement d'abattement de l'azote minéral

En absence de moyens et d'équipements au niveau de la STEP pour mesurer l'azote organique, cet élément a été négligé et seule l'évolution de l'azote minéral a été suivie. L'azote minéral est la somme des trois éléments, l'azote ammoniacal (NH₄⁺), les nitrates (NO₃⁻) et les nitrites (NO₂⁻). Les rendements de l'abattement de l'azote minéral sont présents sur la figure V.11.

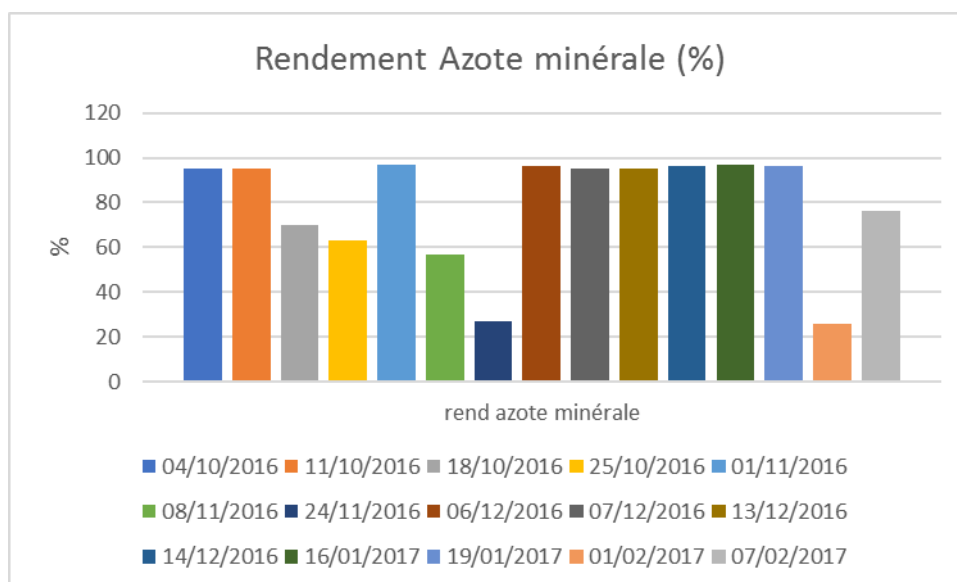


Figure V. 11 : Abattement de l'azote minéral de la STEP

Les valeurs des rendements d'abattement de l'azote minéral sont comprises entre 27 % et 97 %. Le rendement moyen durant cette période d'étude est de 78.7 %. Ces valeurs confirment la fiabilité du processus et le bon fonctionnement de la STEP objet de cette étude.

V.4 Paramètres de fonctionnement de processus :

V.4.1 Charges massiques :

La charge massique représente le rapport de la pollution exprimée en kg DBO₅ appliquée par jour sur la masse de boues (exprimée en kg de MVS) contenues dans le bassin d'aération, elle caractérise l'équilibre biologique du traitement. Elle est donnée par la relation suivante [36] :

$$Cm = \frac{[DBO_5]Qj}{Vba MVS}$$

Avec :

- Cm : charge massique (kg DBO₅ / kg MVS.j);
- Vba: volume du bassin d'aération (m³) ;
- MVS : concentration en matière sèche (kg/m³) ;
- Q j : débit journalier d'eaux usées à traiter (m³/j).

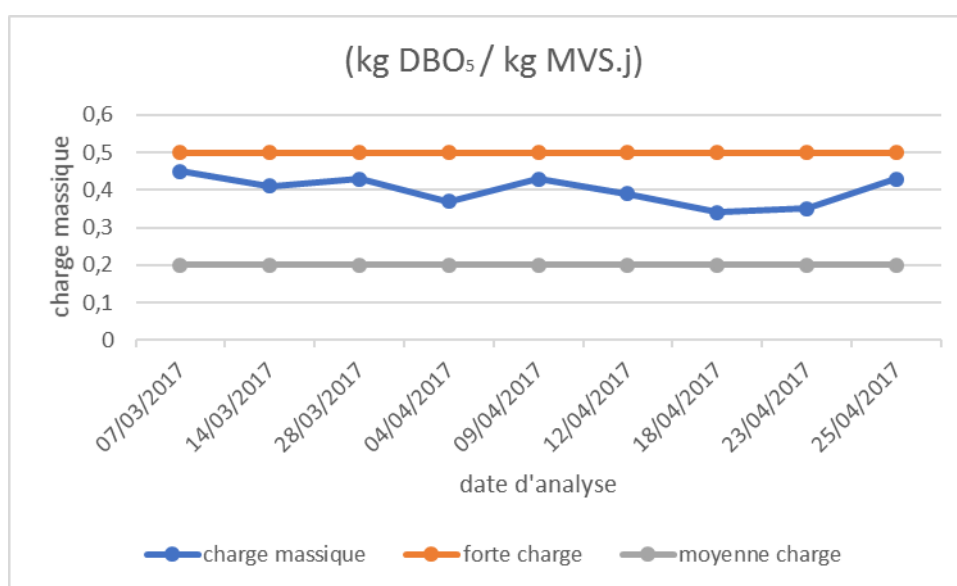


Figure V. 12 : Variation de la charge massique (Cm) dans le bassin d'aération de la STEP.

Selon les résultats indiqués, il en ressort que la STEP de Ain Houtz fonctionne correctement en moyenne charge (0. 2 kg DBO₅/kg MVS.j < C_m < 0.5 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.

Tableau V. 1 : définit les différents domaines des charges massique.

Charges massiques (Kg DBO₅/kg MVS/j)	Classement du procédé
C _m < 0.1	Très faible charge (Aération prolongée)
0.1 < C _m < 0.2	Faible charge
0.2 < C _m < 0.5	Moyenne charge
C _m > 0.5	Forte charge

V.4.2 Charge volumique (C_v)

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 [36]:

$$C_v = \frac{[DBO_5]Q_j}{V_{BA}}$$

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

V_{BA}: volume du réacteur (m³);

[DBO₅] : la concentration en demande biologique en Oxygène de l'effluent à cinq jours (kg O₂/m³).

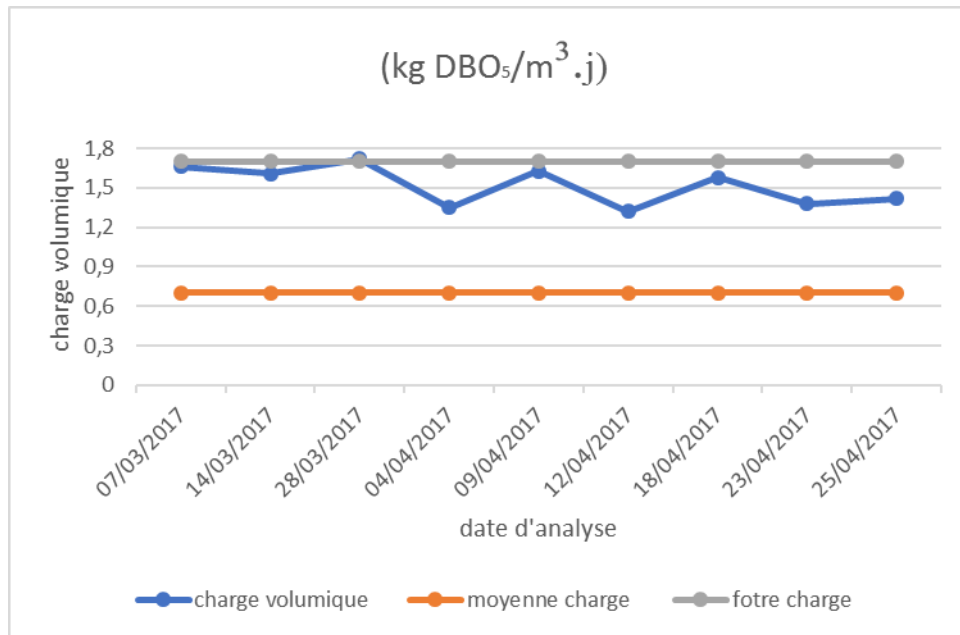


Figure V. 13 : Variation de la charge volumique (C_v) dans le bassin d’aération de la STEP. D’après la figure V.12 on remarque que la STEP fonctionne en moyenne charge ($0.7 < C_v < 1.7$).

Tableau V. 2: différents domaines des charges volumique.

Charge volumique (kg DBO ₅ /m ³ /j)	Classement du procédé
$C_v < 0.36$	Aération prolongée
$0.36 < C_v < 0.7$	Faible charge
$0.7 < C_v < 1.7$	Moyenne charge
$C_v > 1.7$	Forte charge

V.4.3 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 :

$$Ts = \frac{V}{Qj}$$

Avec :

Ts: Temps de séjour de l'eau (h) .

V: Volume du bassin d'aération (m3).

Qj: Débit d'eau à traiter (m3/h).

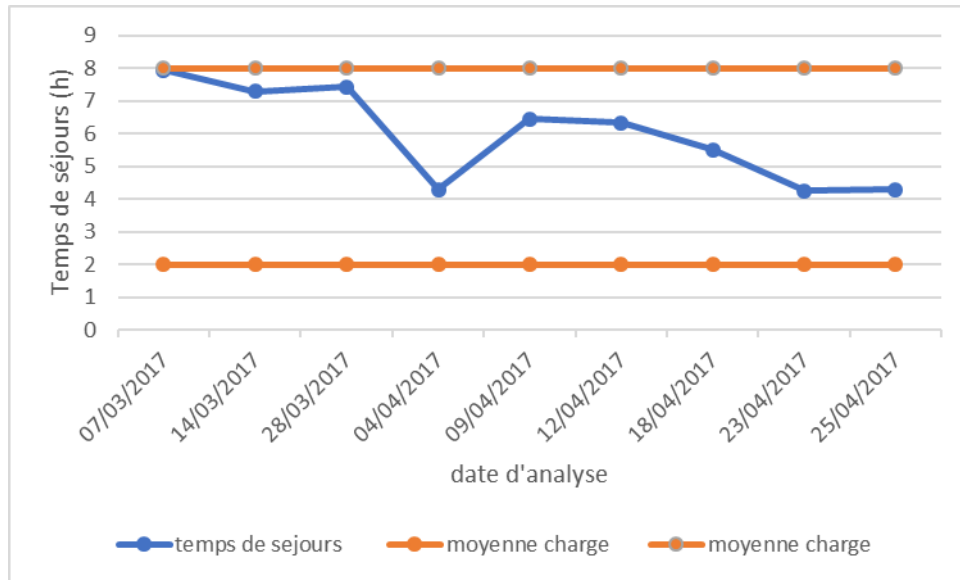


Figure V. 14 : La variation du temps de séjour de l'eau dans le bassin d'aération d'Ain Houtz.

En examinant les résultats indiqués sur la figure V.13, on constate que le temps de séjours de l'eau dans le bassin d'aération est situé, en majorité, entre 4 et 8 h. Cet état de fait est dû certainement au débit d'eau (usée + pluviale) qui était important lors de cette période de service de la STEP. Avec de tels résultats sur le temps de séjours, la station travaille plutôt en moyenne charge.

V.4.4 Concentration de boues dans le bassin d'aération

La figure V.14 montre la variation de la concentration de boues dans le bassin d'aération durant la période de service de la STEP.

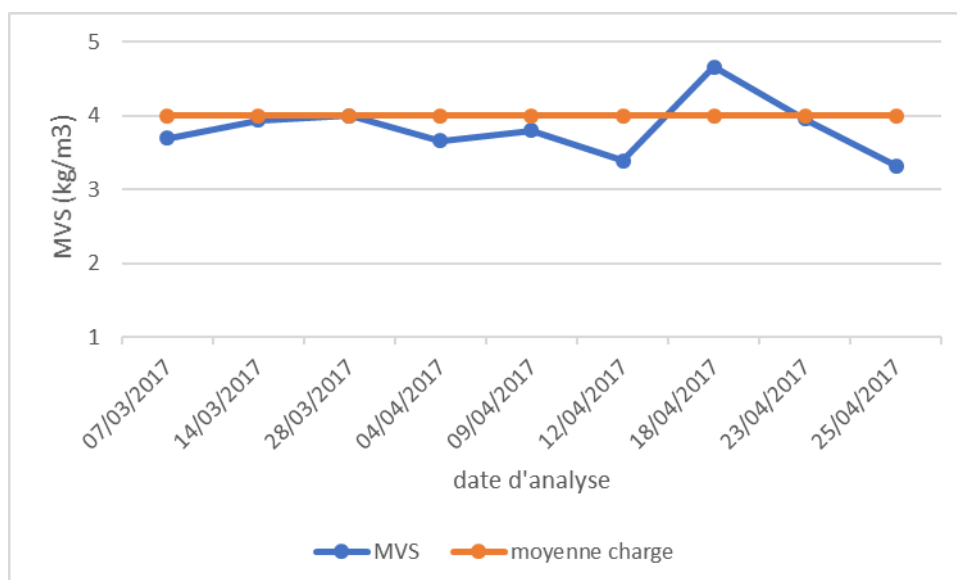


Figure V. 15 : Variation de la matière volatile en suspension (MVS) dans le bassin d'aération de la STEP d'Ain Houtz.

Les résultats indiqués sur la figure V.14 montrent que les concentrations en MVS dans le bassin d'aération sont entre 3,32 g/l et 4,66 g/l. sont dans la gamme de moyenne charge.

V.5 Comparaison des résultats

Un essai de comparaison de nos résultats obtenus avec la STEP de Ain Tolba fonctionnant avec le procédé d'Oxydation alternée avec ceux de la STEP d'Ain Houtz (boues activées à moyenne charge) été réalisé. Pour ce fait, des analyses de l'eau (brute et épurée) sur des paramètres de pollution ont été faites au niveau des deux stations pendant 5 jours différent. Les paramètres analysés sont : MES, DCO, DOB_5 , Nitrate, Nitrite, phosphate. Les résultats sont présentés ci-après :

V.5.1 matière en suspension (MES) :

La figure V.15 donne une comparaison de la concentration des matières en suspension contenues dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

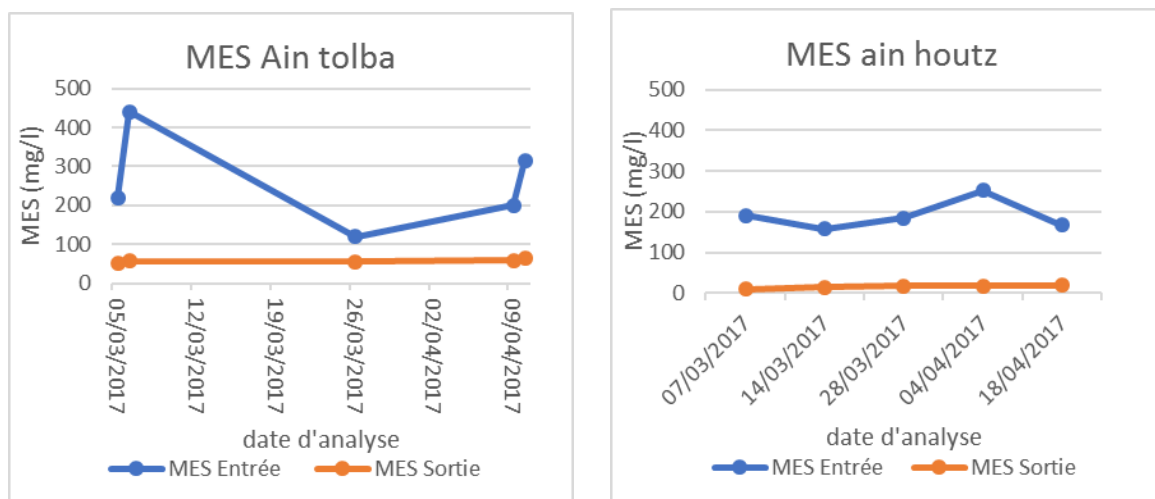


Figure V. 16 : concentration des matières en suspension de l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP

La concentration des matières en suspension à l'entrée de la station de Ain Tolba varie d'une valeur maximale de 440 mg/l et une minimale de 120 mg/l. en revanche pour la station d'Ain Houtz, on remarque une faible concentration des matières en suspension à l'entrée avec une moyenne de 190,6 mg/l. Même que la concentration de MES est faible dans la STEP de Ain Houtz, nous constatons une bonne élimination de MES par rapport à celle d'Ain Tolba avec un rendement de 91.5 % et 73.6 % respectivement. Cette diminution de rendement au niveau de Ain Tolba est due essentiellement à deux points :

D'une part à une grande faute d'installation de déshuilage avant le dessablage.

D'autre part le débit moyen journalier de Ain Houtz est de 30000 m³/j, qui est largement supérieur à celui d'Ain Tolba qui est seulement de 2000 m³/j.

V.5.2 demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

La figure V.15 donne une comparaison sur la concentration de la demande biochimique en oxygène de l'eau observée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

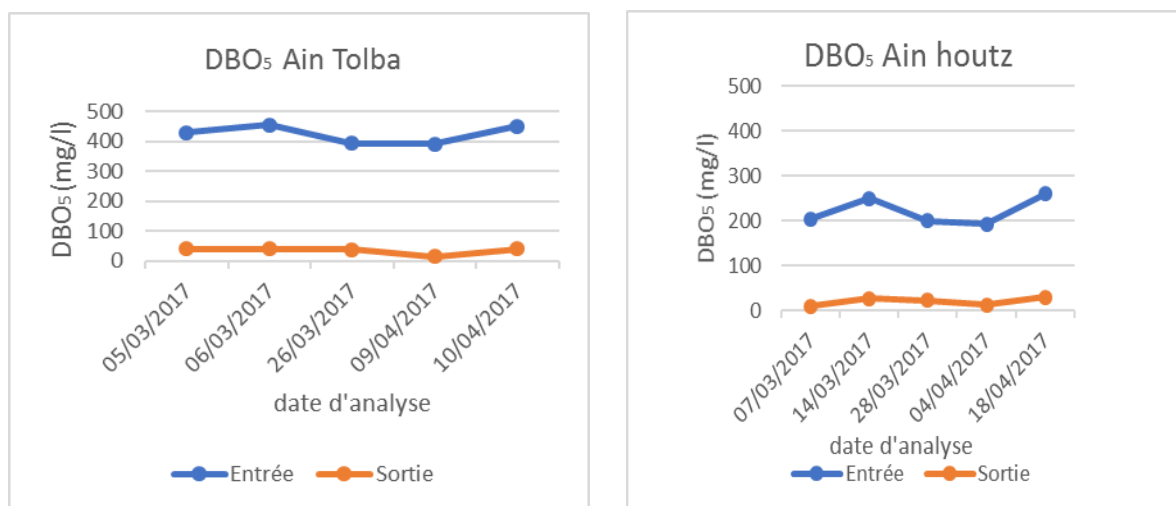


Figure V. 17 : demande biochimique en oxygène de l’eau usée à l’entrée et à la sortie des deux STEP.

La concentration de la DBO₅ de l’eau brute à la station de Ain Tolba atteint une valeur de 455 mg/l. Après épuration la concentration de la DBO₅ chute jusqu’à une moyenne de 35.2 mg/l.

Par comparaison avec celle de Ain Houtz, on remarque que la concentration de la DBO₅ pour l’eau brute est faible (valeur maximale de 216.2 mg/l) par rapport à celle de Ain Tolba. Cependant, on remarque que l’élimination de la DBO₅ à Ain Houtz est mieux qu’à Ain Tolba mais le rendement reste presque le même 91% à cause de la concentration de DBO₅ à l’entrée.

V.5.3 demande chimique en oxygène (DCO) :

La figure V.17 donne une comparaison sur la concentration de la demande chimique en oxygène de l’eau obtenue à l’entrée et à la sortie des deux STEP.

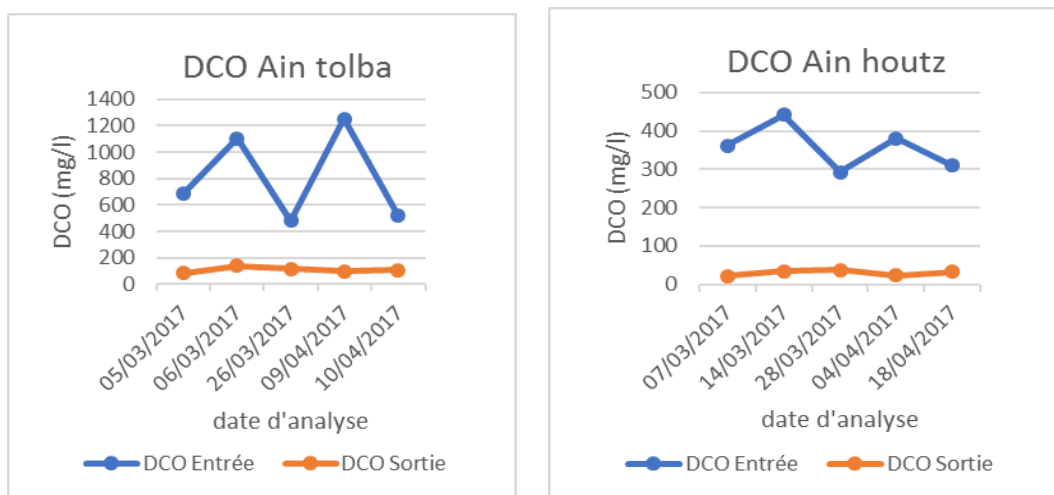


Figure V. 18 : La demande Chimique en oxygène à l’entrée et à la sortie des deux STEP.

D’après la figure V.17 nous constatons qu’à l’entrée la moyenne de la concentration de la DCO d’eau brute de Ain Tolba est de 808.8 mg/l qui est inférieure à 1000 mg/l qui représente la norme algérienne. Au niveau de Ain Houtz, la concentration de la DCO pour l’eau brute est de 442 mg/l et reste très faible par rapport à celle de Ain Tolba (808.8 mg/l). Il y a une bonne élimination de la DCO pour les deux stations à cause d’une bonne aération. Le rendement d’élimination de DCO au niveau de Ain Houtz 91 % est mieux que celui d’Ain Tolba 84%.

V.5.4. Ammonium (NH₄⁺) :

La figure V.18 donne une comparaison sur la concentration de l’ammonium de l’eau obtenue à l’entrée et à la sortie des deux STEP.

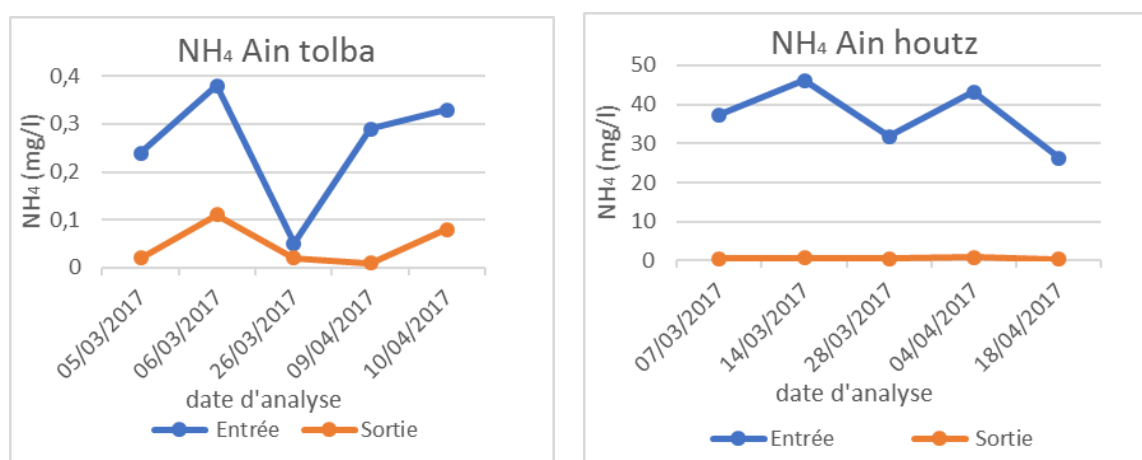


Figure V. 19 : variation de la teneur de NH₄⁺ à l’entrée et à la sortie des deux STEP.

On remarque d'après les graphes que malgré la concentration moyenne de NH_4^+ (soit 36,96 mg/l) à l'entrée de la STEP de Ain Houtz est beaucoup plus grande que celle de Ain Tolba (0.258 mg/l), l'abattement de l'ammoniac est nettement mieux dans la STEP de Ain Houtz (jusqu'à 98%) alors qu'il ne dépasse pas les 80% pour celle d'Ain Tolba.

V.5.5 Nitrites (NO_2^-) :

La figure V.19 donne une comparaison sur la concentration des nitrites contenus dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

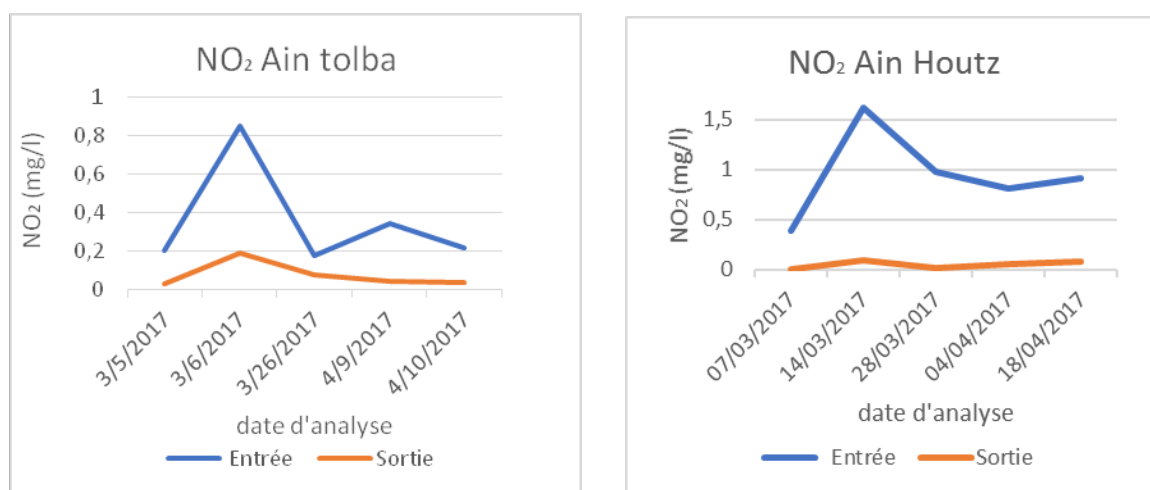


Figure V. 20 : La variation de N-NO_2^- à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

La concentration des nitrites de l'eau brute de Ain Tolba atteint une valeur de 0.344 mg/l alors que pour celle d'Ain Houtz une valeur de 1.62 mg/l. De la même manière le pourcentage d'élimination de NO_2 trouvé pour la STEP de Ain Houtz atteint 95% alors que celui d'Ain Tolba il ne dépasse pas 77 %.

V.5.6 Nitrates (NO_3^-) :

La figure V.20 donne une comparaison sur la concentration des nitrates contenus dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

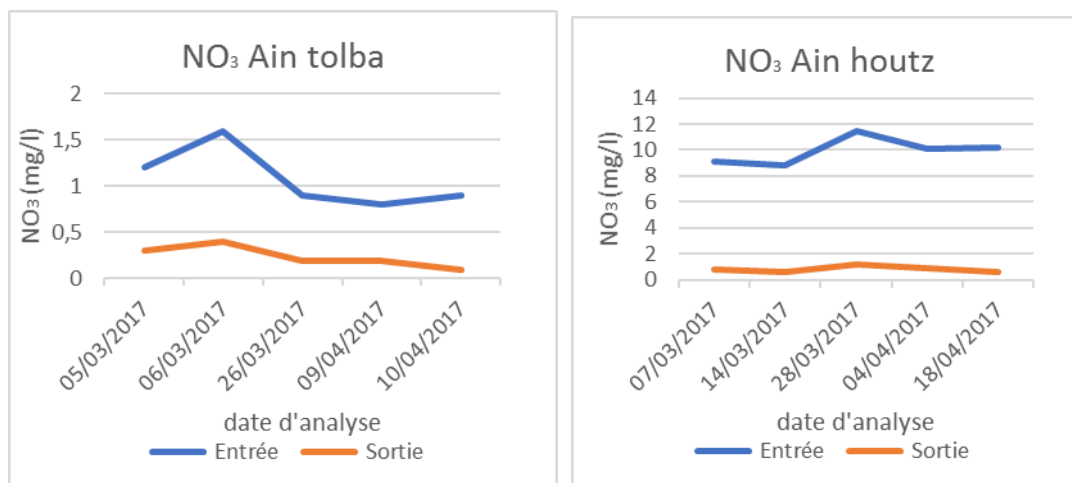


Figure V. 21 : variation de la teneur des NO₃⁻ de l'eau usées à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

D'après la figure V.20, on constate que la concentration moyenne des nitrates à l'entrée de la STEP de Ain Houtz est de 9.94 mg/l. Par contre, elle est nettement plus faible (1.08mg/l) pour celle de Ain Tolba. Néanmoins, le taux d'élimination des NO₃⁻ au niveau de la STEP d'Ain Houtz atteint environs 91.6 %, alors qu'il ne dépasse pas 80 % pour celle d'Ain Tolba.

V.5.7 Phosphates (PO₄³⁻) :

La figure V.21 donne une comparaison sur la concentration des phosphates contenus dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

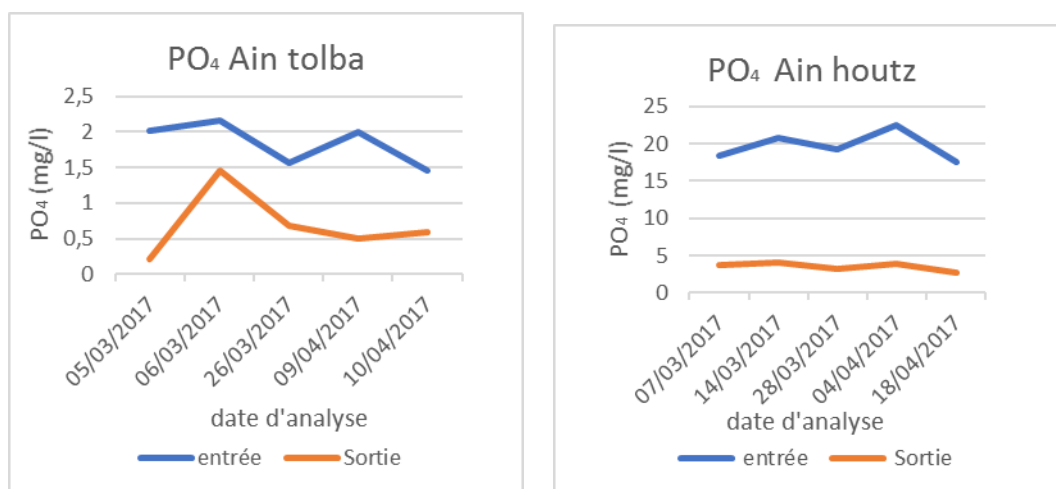


Figure V. 22 : La variation de PO₄³⁻ à l'entrée et à la sortie des deux STEP.

Puisque la concentration moyenne à l'entrée est faible, la valeur moyenne de sortie observée à Ain Tolba (0.692mg/l) est largement inférieure à 2 mg/l. En revanche, les valeurs de sortie d'Ain Houtz dépassent les normes car leur valeur moyenne est (3.56 mg/l) > 2 mg/l. L'élimination du phosphate à la STEP d'Ain Houtz se fait à un taux d'environ 81.4 % qui est nettement mieux que celui observée à la Station de Ain Tolba (soit 61.8%).

V.6. Conclusion

Au terme de cette étude, le travail effectué des données des années 2016-2017 nous a permis de tirer les constats suivants :

- Les paramètres physiques pH, température et MES sont conformes aux normes des

Rejets pour Ain Tolba ;

- La DBO₅ et la DCO restent aux proches de la norme fixée. Les rendements de l'abattement de la pollution de la DCO et la DBO₅ sont supérieurs 95%, celui de l'élimination de la MES est de 90,92 % et pour l'azote minéral, elle se situe à 75.66%. Ces rendements sont acceptables.

- Les concentrations des paramètres Azotés (NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻) à l'aval du procédé d'épuration, répondent aux normes de rejet requises.

Pour comparaison entre les deux stations, et pour une majorité de paramètres étudiés, on constate que les rendements épuratoires observées dans la STEP d'Ain Houtz (procédé boues activées) sont mieux que ceux trouvés pour celle d'Ain Tolba (oxydation alternée).

Conclusion générale

Conclusion Générale :

Au terme de cette étude au cours de laquelle on a procédé à une évaluation de l'efficacité de l'élimination de l'azote et du phosphore. L'élimination des pollutions azotées s'effectue par le procédé biologique ou physico chimique.

Le suivi de l'élimination des paramètres de pollution a permis d'évaluer les performances de la station en matière de dépollution de l'eau et du respect des rejets. Ces paramètres sont : les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote ammoniacal (NH_4^+), l'azote nitreux (NO_2^-) et l'azote nitrique (NO_3^-) et les indicateurs de performances (charges massique et volumiques, indice de Boues) nous ont permis d'évaluer les performances de fonctionnement de cette station en matière de dépollution de l'eau et du respect de l'environnement. Les conclusions suivantes ont été tirées :

Les paramètres physiques : pH et température sont dans les normes ;

- Les MES sont également dépasser les normes pour la station de Ain Tolba.
- La DCO étant un paramètre indicateur de pollution, est proche de norme,
- La DBO_5 est une anomalie importante détectée sur le fonctionnement de la station d'épuration. Les valeurs proches de la norme.
- L'azote ammoniacal (NH_4^+) rencontré dans les eaux usées épurées d'Ain Tolba, et dont la présence ne doit pas normalement dépasser 5 mg/l, traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique due probablement à une teneur insuffisante en oxygène pour assurer sa transformation. Ceci est peut-être à une élévation de la concentration en NH_4^+ dans l'eau usée avant le traitement.

Les rendements de l'abattement de la pollution de la DCO et la DBO_5 pour Ain Tolba année 2016-2017 sont supérieures 95 %, celui de l'élimination de la MES est de 90,92 % et pour l'azote minéral, elle se situe à 78.66 % Ces rendements sont acceptables.

Pour optimiser d'avantage le fonctionnement de la station d'Ain Tolba, il est recommandé de :

- Installer un débitmètre à l'entrée de STEP pour bien maîtriser les débits entrant.
- Régler le problème d'extraction de boue à partir de clarificateur

Conclusion Générale

- Placer à l'entrée un détecteur des carboné pour augmenter l'auto surveillance.
- Placer des agitateurs (mélangeurs) dans la zone anoxie.

Bibliographie

Bibliographie

- [1] Mostafa TIZGHADAM GHAZANI, étude des performances et optimisation d'un réacteur cascade a biomasse hybride pour le traitement des eaux usées urbaines, faculté des Sciences et Techniques Groupement Recherche Eau- Sol -Environnement (GRESE), Université de Limoges ECOLE DOCTORALE Science -Technique – Santé, pages 191.
- [2] Dhaouadi H., Traitement des Eaux Usées Urbaines, Les procédés biologiques d'épuration, cours pour l'enseignement, Université de Tunis, 2008, 34 p.
- [3] BAUMONT S, CAMARD J P, LEFRANC A, FRANCONI A, Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 2004, pp 220.
- [4] 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. Mémo. D.E.A. Traitement des eaux et des fluides. Univ. De Ouargla.85p.
- [5] Bulletin Officiel n° 4325 du 24 Rabii II 1416/20 septembre 1995
- [6] Regsek F, (2002), analyse des eaux, aspect réglementaire et techniques, Edition scérén CRDPA quitaine, Bordeaux.
- [7] 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.
- [8] Richarde C, (1996), les eaux ; les bactéries ; les hommes et les animaux ; Edition Elsevier Paris, P138.
- [9] Rodier J, (2005) L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer, 8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 1008-1043.
- [10] 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.
- [11] Rodier J, (2005), L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8ème Edition, Dunod, paris.
- [12] METAHRI Mohammed Saïd, 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- Ouzou, faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques, université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou 2012, 148 pages.
- [13] Bourrier Régis, Satin Marc, Selmi Béchir : « guide technique de l'assainissement », 4ème édition, Paris 2010

- [14] Dekhil Soror Wahiba et Zaibet Manel : « traitement des eaux usées urbaines par boues activées au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj effectué par la station d'épuration des eaux usées ONA », juin 2013
- [15] MARTIN G, Le problème de l'azote dans les eaux, Ed technique et documentation, Paris, 1979, pp 279.
- [16] Mekhalif Faiza : « Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement », université du 20 Août 1955 Skikda, 2009
- [17] GAID, Abdelhader. Traitement des eaux résiduaires. Revue technique de l'ingénieur, 10 Février 2008.Doc J 5 220-1.
- [18] TALEB M. K., État de l'assainissement d'une zone côtière Analyses et perspectives d'aménagement Cas: Commune d'Ain El Türck, Mémoire de magister en sciences de l'environnement et climatologie, Université d'Oran, 2006, 159p.
- [19] Berland Jean-Marc et Boutin Catherine:« Procédés extensifs d'épuration de réseaux usés adaptés aux petites Et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab) », 2001
- [20] Imhoff Karl.r: « Manuel de l'assainissement urbain », 5eme édition, EditionDunod, Paris 1970,
- [21] Bourrier Régis, Satin Marc, Selmi Béchir : «guide technique de l'assainissement », 4ème édition, Paris 2010
- [22] Renou Sébastien : « Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées », École Nationale Supérieure des Industries Chimiques, Lorraine, 2006.
- [23] Karima Allaoui, (2009),« Modélisation hydraulique d'un bassin d'aération des stations d'épuration des eaux usées » Mémoire magister en hydraulique, université Badji Mokhtar -annaba.
- [24] Bouziani. M. (2000) la pénurie aux maladies ; édition Ibn-khaldoun, P 260.
- [25] Vaillant J R, (1974) Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires : eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles, Edition, Eyrolles, Paris.
- [26] BOUMEDIENE M. A., bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées : cas de la STEP Ain El Houtz, Mémoire de Master En Hydraulique, Université Abou BekrBelkaid, 2013, 40p.
- [27] CLAUD CARDOT, 1999, Les traitements de l'eau, Ellipses édition marketing S.A, 1999, rue bague 75740 paris.
- [28] Mottier V. 2000; wastewater treatment by infiltration percolation: a case study, In Water Science and Technology. Vol. 41. PP. 77-84

- [29] JEAN - CLAUDE BOEGLIN. Traitement biologique des eaux résiduaires. Revue techniques de l'ingénieur, Doc J 3 942-1
- [30] ANDREONI V. 1989: Anaerobic Digestion of Swine Slurry and agro-industrial Wastes in fixed bed up - flow digesters. Symposium NICE, 4-6 avril, Technical Advances in biofilm reactor.
- [31] Document élaboré par le GIS-BIOSTEP, Coordination R Jean-Pierre Canler, Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : origines et solutions FNDAE n° 33, Document technique. 2005, 123p.
- [32] Dahou Abderahim, Brek Adem, (2013), lagunage aéré en zone aride performance épuratoires cas de (région d'ouaregla). Mémoire master académique. Université de ouaregla.