

TABLE DES MATIÈRES

Introduction générale.....	1
Chapitre I : Généralités sur l'azote.....	3
I.1 Introduction.....	3
I.2. Origine et formes de l'azote dans les eaux usées	3
I.2.1. Les formes de l'azote dans les eaux usées :.....	3
I.3. Impact de l'azote sur le milieu naturel	4
I.4. Réactions de transformation de l'azote dans l'eau	4
I.4.1. L'ammonification :	5
I.4.2. L'assimilation :	5
I.4.3. La nitrification-dénitrification	5
I.4.3.1. La nitrification :	5
I.4.3.2. La dénitrification.....	6
I.4.3.3. Bilan de la nitrification-dénitrification	6
Bilan de la nitrification :.....	6
Bilan de la dénitrification :.....	6
1.5. Conclusion.....	7
Chapitre II : Procédés de traitement de l'azote dans les stations d'épuration	
II.1. Introduction	8
II.2. Les procédés physico-chimiques.....	8
II.2.1. L'échange d'ions	8
II.2.2. L'électrodialyse	9

II.3. Les procédés biologiques	11
II.3.1. Traitement de l'azote par les cultures fixées et procédés extensifs	11
II.3.1.1. Lits bactériens :	11
II.3.1.2. Disques biologiques	12
II.3.1.3. Lagunage naturel et aéré	13
a) Lagunage naturel :.....	13
b) Lagunage aéré:.....	15
II.3.2. Traitement de l'azote par les cultures en suspension (boues activées)..	15
II.3.2.1 Efficacité du traitement de l'azote par boues activées :.....	17
a) Paramètres influents sur la nitrification.....	17
- Influence de la température	17
- Influence du pH	19
- Influence de l'oxygène dissous	19
- Influence de la charge massique.....	20
- Influence de l'âge des boues.....	21
- Influence de la concentration en N-NH ₃ à l'entrée	21
b) Paramètres influents sur la dénitrification.....	21
- Effet de la température	21
- Effet du pH	22
- Effet de l'oxygène dissous.....	22
- Effet de la charge	22
- Effet de la concentration des nitrates :	22

II.4. Conclusion.....	23
-----------------------	----

Chapitre III: Présentation et description de la STEP de Ain El Houtz

III.1. Introduction	24
III.2. Données techniques.....	24
III.3. Présentation de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ	26
IV.3.1. Principe de fonctionnement	26
III.3.2. Description des installations de la STEP	27
III.3.2.1. Déversoir d'orage.....	27
III.3.2.2. Dégrilleurs	27
III.3.2.3. Déssableur-déshuileur	29
III.3.2.4. Traitement biologique	29
a) Bassin d'aération.....	29
b) Bassin de nitrification dénitrification	30
c) Clarificateurs	31
III.3.2.5. Bassin de chloration	32
III.3.2.6. Poste de relevage des boues vers l'épaississement.....	32
III.3.2.7. Epaisseur des boues	33
III.3.2.8. Lits de séchage	34
III.3.2.9. Aire stockage des boues séchées.....	34
III.4. Conclusion.....	Erreur ! Signet non défini.

Chapitre IV: Matériels et méthodes.....	Erreur ! Signet non défini.
IV.1. Introduction.....	36
IV.2. Echantillonnage de l'eau.....	36
IV.3. Analyses physico-chimique effectuées.....	36
IV.3.1. La température.....	36
IV.3.2. Le potentiel Hydrogène (pH).....	36
IV.3.3. L'oxygène dissous.....	37
IV.3.4. Les Matières en suspension.....	38
IV.3.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	39
IV.3.6. Dosage spectroscopique.....	41
a) Dosage de l'azote ammoniacal.....	41
b) Dosage des nitrites.....	42
c) Dosage des nitrates.....	42
d) Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).....	43
Chapitre V: Résultats et discussions.....	45
V.1. Introduction.....	45
V.2. Température de l'eau (T°C).....	45
V.3. Potentiel d'hydrogène (pH).....	46
V.4. Oxygène dissous (O ₂).....	Erreur ! Signet non défini.
V.5. Matières en suspension.....	47
V.6. Demande chimique en oxygène (DCO).....	48

V.7. Demande biologique en oxygène (DBO ₅).....	49
V.8. Matières azotées	50
V.8.1. Azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺).	51
V.8.2. Nitrites (NO ₂ ⁻)	52
V.8.3. Nitrates (NO ₃ ⁻).....	53
V.8.4. Rendement d'abattement de l'azote minéral.....	54
V.9. Charges massiques	55
V.10. Conclusion :.....	Erreur ! Signet non défini.
conclusion générale.....	59
Bibliographie	

LISTE DES FIGURES

Figure II.1: Principe de l'électrodialyse	10
Figure II.2 : Schéma d'un lit bactérien	11
Figure II.3: Schéma synoptique d'une station d'épuration par lit bactérien	12
Figure II.4 : Schéma synoptique d'une station d'épuration avec disque biologique	13
Figure II.5 : Schéma d'une filière de lagunage	14
Figure II.6 : Schéma général du procédé de traitement des eaux résiduaires par boues activées	15
Figure II.7: Schéma de principe d'une station à boues activées	16
Figure II.8: Effet de la température sur le taux de croissance des microorganismes nitrifiants.....	18
Figure II.9: Influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes.....	19
Figure II.10: Variation de la nitrification en fonction de la charge massique appliquée.....	20
Figure II.11 : Variation de la nitrification en fonction de l'âge des boues.....	21
Figure III.1: Vue de la station d'épuration d'Ain El Houtz (Tlemcen)	24
Figure III.2: Schéma général de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ.....	26
Figure III.3: Photo du déversoir d'orage	27
Figure III.4 : Photo d'une grille grossière manuelle.....	28
Figure III.5: Photo de la grille mécanique.....	28
Figure III.6 : Photo du dessableur- déshuileur	29
Figure III.7 : Photo du bassin d'aération	30
Figure III.8 : Photo du Bassin de nitrification dénitrification	31
Figure III.9 : Photo du clarificateur.....	31
Figure III.10 : Photo du bassin de chloration	32
Figure III.11: Photo des vis d'Archimède	33
Figure III.12 : Photo d'un épaisseur des boues	33
Figure III.13 : Photo d'un lit de séchage	34
Figure III.14 : Photo de l'Aire de stockage des boues séchées	34
Figure IV.1: Photo du pH-mètre (pH 90 WTW)	37
Figure IV.2: Photo de l'oxymètre (HANNA-HI 9146)	38
Figure IV.3: Dispositif de filtration sous.....	39
Figure IV.4: balance de précision électronique vide (Pioneer TM)	39
Figure IV.5 : Photo du flacon à D.B.O avec oxytope.....	40

Figure IV.6: Photo du D.B.O mètre (VELP SCIENTIFICA)	40
Figure IV.7: Photo du spectrophotomètre HACH DR/2000	41
Figure IV.8: Photo des réactifs de la D.C.O.....	44
Figure IV.9: Photo du réacteur d'oxydation de la D.C.O (HACH) La même méthode a été utilisée pour les eaux épurées.....	44
Figure V.1 : Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP	45
Figure V.2 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	46
Figure V.3 Variation de la teneur en oxygène dissous à l'entrée et à la sortie de la STEP	47
Figure V.4 : Variation de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	48
Figure V.5 : Demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	49
Figure V.6 : Demande biologique en oxygène (DBO ₅) à l'entrée et à la sortie de la STEP.	50
Figure V.7 : Evolution du N-NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP.	51
Figure V.8 : Abattement de NH ₄ ⁺ de la STEP de la STEP.....	52
Figure V.9 : Variation de N-NO ₂ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP.	53
Figure V.10 : Variation de N-NO ₃ ⁻ à l'entrée et à la sortie de la STEP.	54
Figure V.11 : Abattement de l'azote minéral de la STEP	55
Figure V.12 : Variation de la charge massique (Cm) dans le bassin d'aération de la STEP.....	56

LISTE DES TABLEAUX :

Tableau II.1 : Avantages et les inconvénients l'échange d'ions	9
Tableau II.2: Avantages et les inconvénients de l'électrodialyse	10
Tableau II.3 : Avantages et inconvénients du lagunage naturel	14
Tableau II.4 : Avantages et inconvénients du lagunage aérés	15
Tableau II.5: Avantages et Inconvénients des boues activées	17
Tableau II.6: Rendement de nitrification en fonction de la charge massique et la concentration en O ₂	19
Tableau III.1 : Données Techniques de la STEP de Tlemcen	25
Tableau III.2 : Valeurs limites prévues par l'étude	25
Tableau VI.1 : Différents domaines des charges massique	56

Liste des Abréviations

Cm: La charge massique exprime en kg DBO5 / kg MVS.j.

CO₂: gaz de carbone.

COT : Carbone total organique.

CaCO₃ : carbonate de calcium

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

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

CVN : charge volumique en NK (g d'azote Kjeldahl apporté/m³ de réacteur. jour)

DBR : disque biologique relatif

EH : l'équivalent habitant.

H₂O : eau.

H⁺ : Hydrogène

K: constatant de la biodégradabilité.

KOH : hydroxyde de lithium

MES : Matière En Suspension (mg/l).

MMS : matière minérales sèche (mg/l).

MO: matière organique.

HCO₃ : Bicarbonate

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

Norg: Azote organique.

NTK:azote total kjeldahl(mg/l,g.m⁻² d⁻¹)

HNO₃ : acide nitrique

HNO₂ : acide nitreux

NO₃⁻ : ion nitrate (mg/l).

NO₂⁻ : ion nitrite (mg/l).

NH₄⁺ : l'azote ammoniacal (mg/l).

NH₃ : ammoniac (mg/l).

NH₄OH : ammoniacale

N₂ : diazote

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 (m³).

Qj : le débit journalier d'eau brute à traiter (m³.j⁻¹).

H₂CO₃ : Acide carbonique

μ_{aT} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T ;

μ_{a20} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20 °C ;

θ : Coefficient correctif : valeur retenue = 1,06

Introduction générale

Les eaux usées issues des rejets domestiques et industries ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car sans traitement elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Par conséquent, elles devraient être dirigées vers les stations d'épuration qui ont pour rôle de concentrer la pollution contenue dans les eaux usées sous forme d'un petit volume de résidu, les boues, et de rejeter une eau épurée répondant aux exigences de qualités requises pour le respect de l'environnement.

Dans une eau résiduaire, l'azote est essentiellement contenu dans les protéines et l'urée mais au cours du séjour dans les réseaux d'égout, une forte proportion de l'azote organique et hydrolysée en ammoniacque, l'entrée à la station de l'azote se répartit typiquement en ammoniacque (60 à 75 %) et en azote organique (25% à 40 %) sous forme soluble et particulaire [1].

L'élimination de l'azote est devenue possible grâce aux différentes techniques à la fois physico-chimiques (échangeurs d'ions, l'électrodialyse) et biologiques (Les boues activées, les disques biologique, les lits bactériens et le lagunage). Ces derniers sont autant des procédés capables de réaliser ce traitement de manière plus au moins poussée et plus économique.

L'objectif de notre projet de fin d'études, consiste à évaluer les performances et l'efficacité du traitement de l'azote dans la station d'épuration de Ain El HOUTZ (Tlemcen - Ouest Algérie) à travers des mesures de plusieurs paramètres physico-chimiques suivants: la température (T°C), le Potentiel d'hydrogène (pH), l'oxygène dissous (O₂), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO) et les matières azotées.

Pour l'étude de ce travail, nous avons jugés de le subdiviser en deux parties:

- Une partie bibliographique et
- Une partie expérimentale.

La partie bibliographique comporte trois chapitres :

- Dans ce premier chapitre, nous avons donné un aperçu général sur l'azote, leurs origines, leurs formes et leurs impacts sur le milieu naturel ainsi que leurs réactions dans l'eau ;

- au deuxième, nous avons présenté les différents procédés de traitement de l'azote en stations d'épuration, leurs efficacités ainsi que les paramètres influents sur le traitement biologique de l'azote

La partie expérimentale comprend trois chapitres :

- Au 3^{ème} chapitre, nous avons donné une présentation et une description de la station d'épuration d'Aïn El Houtz de la ville de Tlemcen
- Dans le chapitre 4, nous avons présenté les matériels et les méthodes analytiques utilisés dans le cadre de ce travail ;
- Le chapitre 5 donne les résultats expérimentaux trouvés ainsi que leurs interprétations pour déterminer l'efficacité et le rendement épuratoire de notre station.

Enfin, nous terminerons notre travail par une conclusion générale et des recommandations.

Chapitre I : Généralités sur l'azote

I.1 Introduction

Dans la nature, la formation des nitrates résulte de la décomposition normale de la matière vivante (les protéines). Les déjections humaines et animales, ainsi que la putréfaction des plantes représentent une source de composés azotés qui par fermentation et oxydation, vont se transformer d'abord en azote ammoniacal (NH_4^+) puis en nitrites (NO_2^-) et enfin en une forme plus stable et très soluble dans l'eau, les nitrates (NO_3^-). Les sols contiennent souvent des quantités énormes de composés azotés qui, une fois transformés en nitrates, sont absorbés par les plantes sauvages ou cultivées bouclant ainsi un cycle naturel.

Tout pourrait être équilibré si les activités humaines ne venaient pas s'ajouter à ce cycle naturel par l'apport de fertilisants en grande quantité pour les cultures ou par l'apport de déjections humaines des agglomérations ou celles animales des élevages [2].

I.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.

I.2.1. Les formes de l'azote dans les eaux usées :

L'azote global peut subir différentes transformations au cours de son cycle (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse et chacun des composés formés au cours de ces différentes étapes, a un poids moléculaire différent, on distingue :

- **L'azote KJELDAHI (NK)**, du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal ;
- **Les nitrites et nitrates**, sont de l'azote sous forme oxydés.

L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec, à l'origine, une légère prédominance de la première. La proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % pour les réseaux courts à 75 % pour les réseaux très longs.

Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant en azote (Eq-H_N) entre 12 et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération. Cette donnée sert de base au calcul des projets de stations d'épuration. En réalité, l'habitant d'un bourg rural raccordé au réseau rejette en moyenne 8-9 g NK/jour (mesurés à l'entrée des stations d'épuration) [4].

I.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 diverses :

- **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].

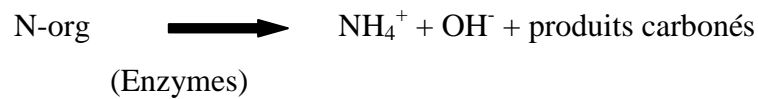
I.4. Réactions de transformation de l'azote dans l'eau

L'élimination de l'azote par voie biologique consiste à le transformer par des micro-organismes 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:

I.4.1. L'ammonification :

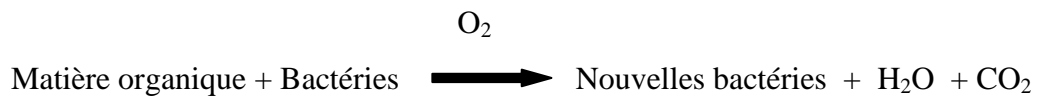
On peut résumer l'étape de transformation de l'azote organique en azote ammoniacal comme suit :



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].

I.4.2. L'assimilation :

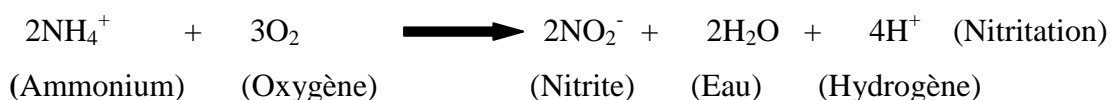
C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne. L'assimilation peut jouer un rôle important pour l'élimination de l'azote dans certains effluents industriels. Mais dans bien des cas, l'assimilation ne suffit pas à elle seule à éliminer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



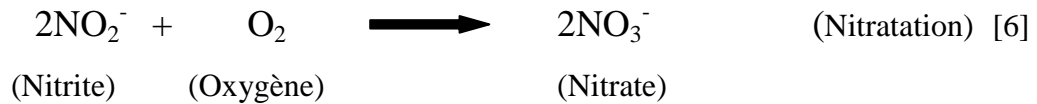
I.4.3. La nitrification-dénitrification

I.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 (NH_4^+) en azote nitreux (NO_2^-) 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 (NO_2^-) formés lors de l'étape denitritation en nitrates (NO_3^-). La réaction chimique s'écrit :



I.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 :



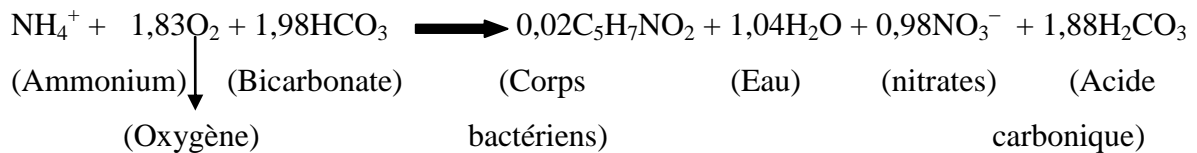
La réaction finale:



I.4.3.3. Bilan de la nitrification-dénitrification

✚ Bilan de la nitrification :

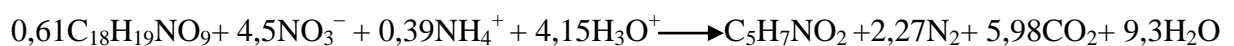
La nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante:



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].

✚ 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 stoechiométrique 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.

1.5. Conclusion

L'azote existant dans les rejets des eaux usées (résiduelles) urbaines provient essentiellement de l'urine. Les rejets d'azote sont susceptibles de dégrader la qualité des eaux superficielles. La présence de l'azote ammoniacal est toxique pour les poissons et les invertébrés aquatiques et rend plus difficile et plus onéreux la potabilité de l'eau. Enfin, ces rejets, sont à l'origine de l'eutrophisation des cours d'eau, des lacs, des milieux marins etc. C'est le phénomène d'asphyxie des écosystèmes aquatiques résultant de la prolifération des algues. Cette pollution agit aussi bien sur la flore que sur la faune. C'est pourquoi, il est nécessaire de procéder à l'élimination de l'azote avant de l'envoyer en milieu récepteur naturel.

Rapport-Gratuit.com

Chapitre II : Procédés de traitement de l'azote dans les stations d'épuration

II.1. Introduction

L'azote peut être éliminé des eaux grâce aux différentes techniques. Les procédés utilisés peuvent être physique par décantation de l'azote lié aux matières en suspension, physico-chimiques par oxydation (échangeurs d'ions, électrodialyse) ou par voie biologiques (nitrification-dénitrification) par transformation de l'ion nitrate en azote gazeux.

L'azote contenu dans les eaux usées urbaines est essentiellement traitée par voie biologique. Les boues activées, les lits bactériens et le lagunage sont autant de procédés capables de réaliser ce traitement de manière plus au moins poussée.

II.2. Les procédés physico-chimiques

Certains procédés physico-chimiques peuvent être utilisés pour l'élimination de l'azote sous ses formes minérales. On trouve:

- l'échange d'ions
- l'électrodialyse.

La caractéristique commune de ces procédés est de ne pas décomposer les nitrates, mais seulement de les extraire de l'eau [9].

II.2.1. L'échange d'ions

Il s'agit d'un procédé physico-chimique où l'on utilise des résines échangeuses d'ions. Les résines échangeuses d'ions sont des produits synthétiques possédant des fonctions chimiques actives capables, sous certaines conditions, d'échanger certains ions contre d'autres. On distingue les résines cationiques, échangeurs d'ions électropositifs (cations), les résines anioniques, échangeurs d'ions électronégatifs (anions). Cette technique s'applique aux formes minérales de l'azote, et la présence de matières organiques dans l'eau rend complexe l'utilisation des résines [10].

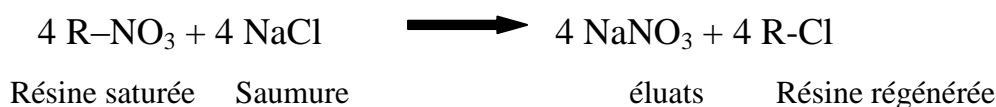
Les résines utilisées pour l'enlèvement des nitrates sont des résines anioniques. L'eau brute chargée en nitrate percole à travers les résines (généralement de haut en bas). Les ions nitrates se fixent sur la résine, laquelle libère dans l'eau traitée des ions chlorures en quantité équivalente. On a alors :



Résine

ion libéré

A la sortie, l'eau dénitratée est mélangée avec de l'eau brute dans un rapport de débits permettant d'obtenir à la distribution une teneur résiduelle en nitrates < 25 mg/l. Cependant, la production de l'échangeur doit être arrêtée lorsque la résine atteint un niveau de saturation tel que la teneur en nitrates dans l'eau traitée dépasse un seuil. Il faut alors régénérer la résine. Cette régénération a pour équation :



Les nitrates sont donc déplacés, mais non éliminés, et se retrouvent dans les éluats, non biodégradables facilement, dont l'évacuation pose problème [11].

Le tableau II.1 donne les avantages et les inconvénients de cette technique.

Tableau II.1 : Avantages et les inconvénients l'échange d'ions [11].

Procédé	Avantages	Inconvénients
Résines échangeuses d'ions	<ul style="list-style-type: none"> • Fiable en toutes circonstances. • la régénération à contre-courant : amélioration du rendement et par conséquent diminution des consommations de réactifs à capacité utile égale, et amélioration de la qualité de l'eau traitée [5]. • Adaptable à un fonctionnement automatique peu sensible aux basses températures. 	<ul style="list-style-type: none"> • Dépend de la qualité de l'eau brute : si SO₄ trop élevée, et en Cl si cycle chlorures. • Non spécificité des espèces retenues (SO₄²⁻, Cl⁻). • Risque de relargage. • Nécessité d'une régénération. • L'eau traitée peut être Corrosive. • Rejets très concentrés en Nitrate. • Très coûteux.

Signalons que des rendements très intéressants (95 %) ont obtenus à l'aide d'un échangeur d'ions Duolite sur l'épuration d'une eau industrielle d'engrais contenant de fortes quantités de nitrates d'ammonium (6 g/l d'NH₃ et 5g/l de NH₄NO₃) [10].

II.2.2. L'électrodialyse

L'électrodialyse est utilisée spécialement pour la déminéralisation des effluents. La séparation des ions à lieu par dialyse à travers des membranes en acétate de cellulose. La consommation d'énergie est de 1 kwh/kg de sels extraits. Les pourcentages d'épuration sont légèrement supérieurs à 50 % [10].

L'électrodialyse repose sur le principe suivant : si un liquide riche en ions est soumis à un champ électrique grâce à deux électrodes entre lesquelles on applique une différence de potentiel continue, les cations vont se diriger vers l'électrode négative (ou cathode) tandis que les anions vont se diriger vers l'électrode positive (ou anode). Si rien ne s'oppose à leur mouvement, ils viennent se décharger sur les électrodes de signe contraire [12].

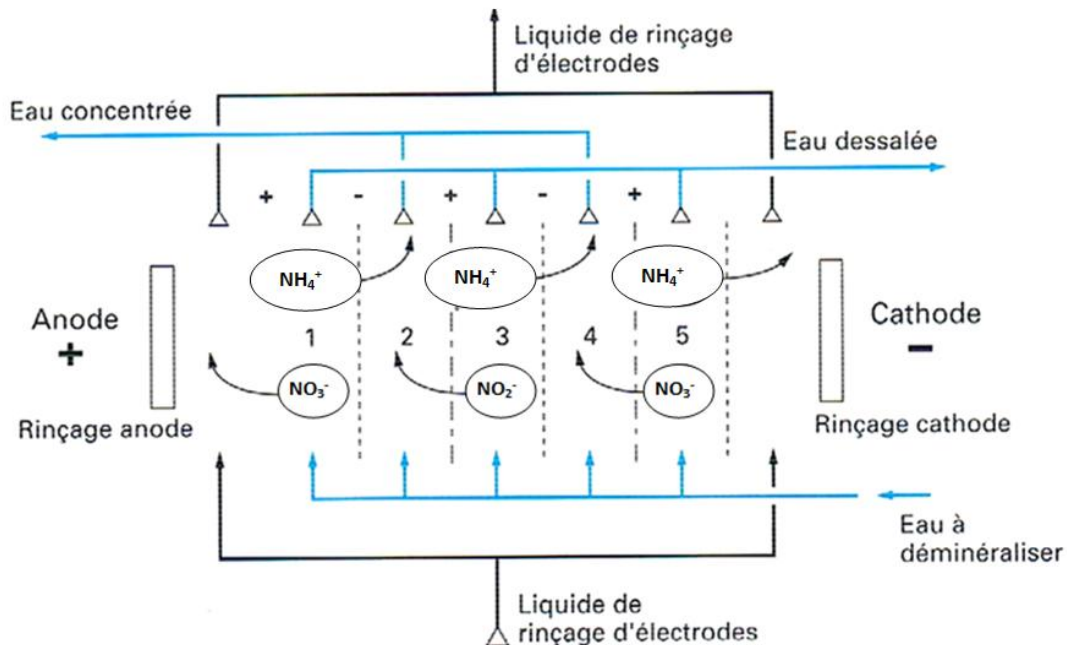


Figure II.1: Principe de l'électrodialyse [12]

Plusieurs risques sont associés à cette méthode, on peut citer notamment:

- ✓ la présence de matières organiques favorise le développement de micro-organismes tendant à colmater les membranes diminuant ainsi les rendements d'épuration.
- ✓ les sels peu solubles tels que le carbonate de calcium (CaCO_3) ont tendance à déposer des précipités sur la membrane [10].

Ses avantages et ses inconvénients sont indiqués sur le tableau II.2.

Tableau II.2: Avantages et les inconvénients de l'électrodialyse [11]

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Ne nécessite pas de regeneration. 	<ul style="list-style-type: none"> • Spécificité moyenne pour des rendements limités. • Nécessité d'un prétraitement. • Présence de rejets concentrés.

II.3. Les procédés biologiques

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon les différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires [13].

Dans la pratique, on distingue plusieurs procédés de traitement biologique :

- Les procédés à culture fixée (lits bactériens, disques biologiques) et procédés extensifs (lagunage)
- Les procédés à culture en suspension ou procédés à boues activées [5].

II.3.1. Traitement de l'azote par les cultures fixées et procédés extensifs

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

II.3.1.1. Lits bactériens :

Les lits bactériens, appelés aussi lits ou filtres à ruissellement ont été utilisés pour le traitement biologique des eaux usées c'est Le plus ancien procédé à biomasse fixée est le lit bactérien (figure II.2). La biomasse est fixée sur un matériau de grosse granulométrie (3 à 8 cm) sur lequel percole l'effluent à traiter. L'air est transféré par diffusion à travers le film d'eau ruisselant à la surface du matériau [2].

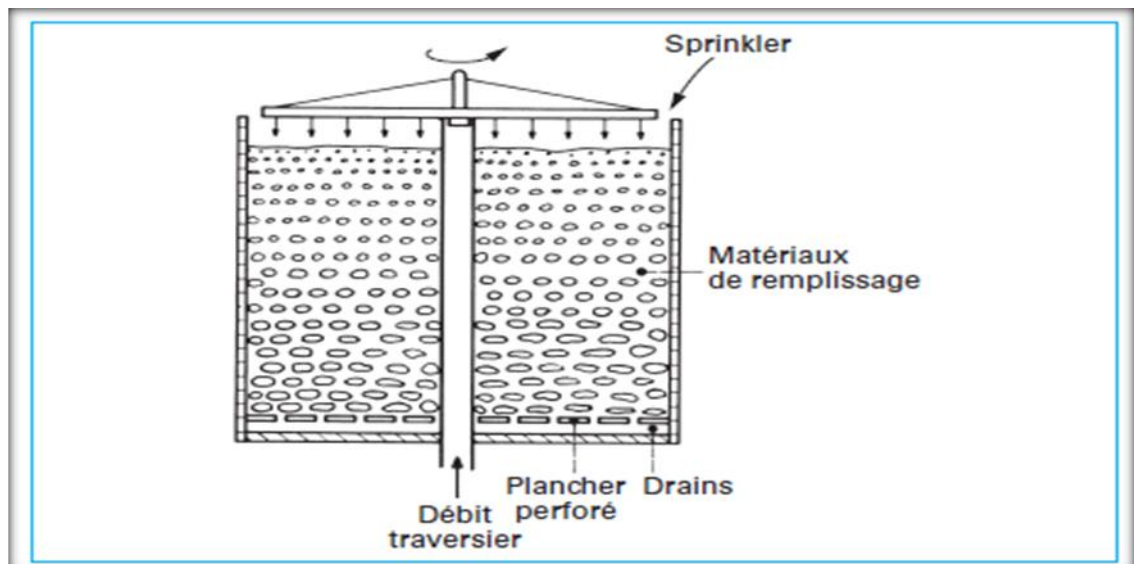


Figure II.2 : Schéma d'un lit bactérien [2].

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs (figure II.3) [14]. L'effluent est distribué par aspersion en

surface et l'oxygénation est apportée par ventilation naturelle de bas en haut. En ruisselant, l'eau à épurer forme un film liquide qui sera traversé par l'oxygénation venant de l'air, et par le CO₂ formé dans la biomasse.

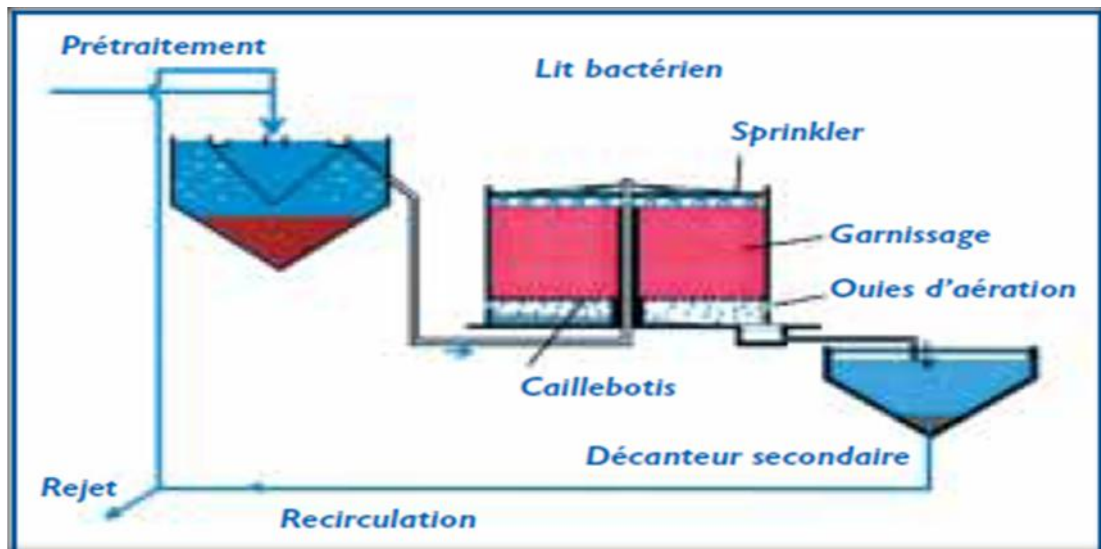


Figure II.3: Schéma synoptique d'une station d'épuration par lit bactérien [14]

L'azote des eaux usées admis sur le lit est dégradé par ruissellement sur le matériau inerte (traditionnel, ou en plastique), colonisé par un bio film. Ce bio film est composé d'une pellicule superficielle aérobie de faible épaisseur (100 à 200 μ), riche en bactéries, mycélium de champignons, MES provenant de l'influent et d'une pellicule plus profonde anaérobie. L'élimination de l'azote s'effectue essentiellement via les processus d'assimilation par les bactéries et la nitrification. Le transport de l'azote ammoniacal et de l'oxygène vers le bio film se fait par des processus de diffusion. [4]. Les rendements d'épuration sur lit bactérien peuvent atteindre 85 à 95 %. Par ailleurs, ce procédé génère des boues fermentescibles et des nuisances olfactives [15].

II.3.1.2. Disques biologiques

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants (figure II.4), régulièrement espacés sur un axe horizontal et tournant à faible vitesse. Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi immergés. Leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée [4]. Les disques sont recouverts par un bio film sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m. Ils sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr/mn. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel [16].

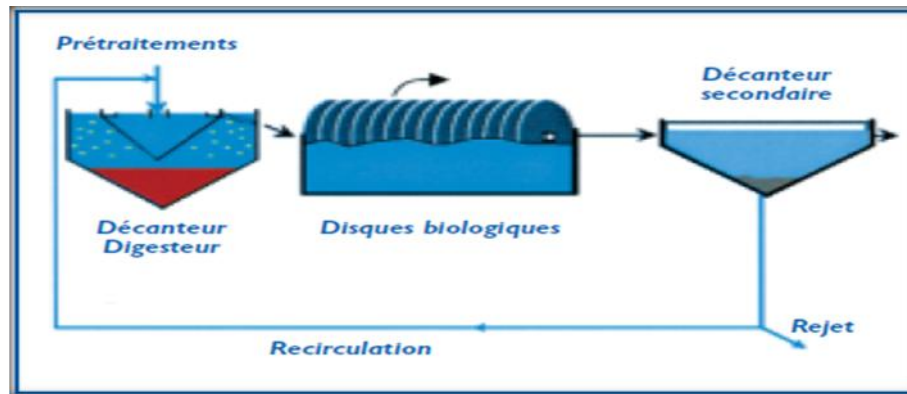


Figure II.4 : Schéma synoptique d'une station d'épuration avec disque biologique [14]

Ce procédé est mieux adapté à un système séparatif que unitaire. Il s'adapte bien aux fortes charges des effluents. Il élimine la DBO_5 , la DCO et l'ammoniac de façon satisfaisante.

Il convient, sur ce type d'installation, de s'assurer :

- ✓ De la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe),
- ✓ Du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes)[14].

II.3.1.3. Lagunage naturel et aéré

Le lagunage est un système biologique d'épuration extensive. Ce type de procédé est constitué d'une série de bassin artificiels, ou étangs formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées sont déversées et passent successivement et naturellement d'un bassin à l'autre, par gravitation, pendant un long temps de séjour. Différents assemblage de ces bassins sont possible en fonction de divers paramètres tels que : les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter. Ces bassin fonctionnent comme des écosystèmes avec des relations en symbiose entre les différents populations composées de bactéries, de champignons, de protozoaires, de métazoaires, d'algues, de poissons, de plantes, etc [17].

Ce procédé simple demande des surfaces importantes car les temps de réactions sont très longs. L'inconvénient majeur de ce type de procédé est le dépôt qui se produit à la longue et qui reste en phase anaérobie [16]. On distingue principalement deux types de lagunage :

- ✓ Lagunage naturel et
- ✓ Lagunage aéré ;

a) Lagunage naturel : est un procédé de traitement biologique des eaux usées se faisant dans des bassins où est maintenue une tranche d'eau de 0,8 à 1,5 m. Les micropyles qui sont

des algues, les petits animaux (protozoaires, rotifères, crustacés) et les bactéries en présence d'oxygène, vont transformer les charges polluantes et stabiliser les boues. Les bactéries anaérobies jouent le même rôle dans les sédiments [18]. Le rayonnement solaire est utilisé comme source énergétique pour la production de l'oxygène par photosynthèse par les algues microscopiques. Ce type de lagunage se caractérise essentiellement par un temps de séjour très élevé des effluents, plusieurs dizaines de jour et par des mécanismes de fonctionnement biologique fortement liés à la température et aux saisons [19].

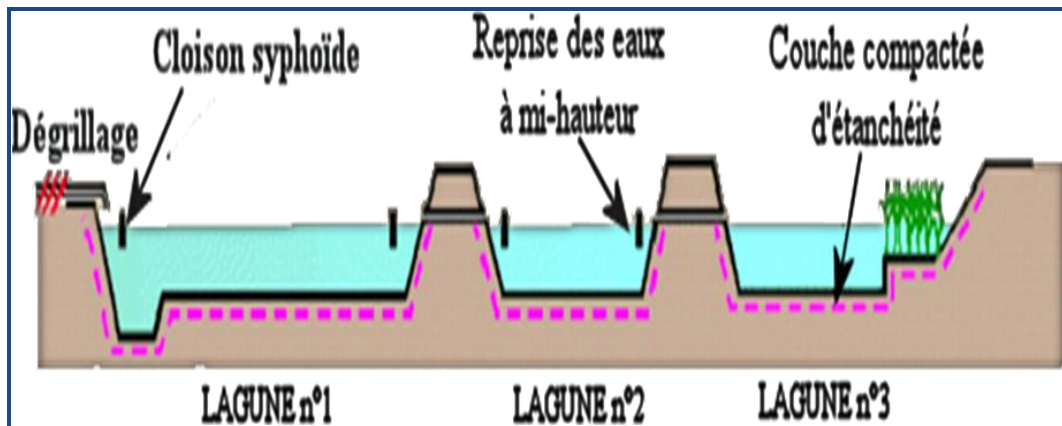


Figure II.5 : Schéma d'une filière de lagunage

Les mécanismes de l'élimination de l'azote en lagunage naturel sont complexes. Les principales causes d'abattement sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- ✓ Stripping de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère ;
- ✓ Nitrification (couche superficielle) couplée à la dénitrification (proximité des dépôts) ;
- ✓ Assimilation par les algues et les bactéries ;
- ✓ Rétention de l'azote organique décantable dans les sédiments (relargage ultérieur sous forme d'azote ammoniacal par digestion anaérobie) [4].

Les avantages et les inconvénients de ce procédé sont récapitulés dans le tableau II.3 ci-dessous :

Tableau II.3 : Avantages et inconvénients du lagunage naturel

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ✚ Pas de consommation d'énergie ✚ Exploitation simple ✚ Acceptabilité d'apports d'eaux parasites ✚ Bonne intégration ✚ Absence de nuisances sonores ✚ Abattement bactériologique 	<ul style="list-style-type: none"> ✚ Qualité de rejet variable ✚ Coût d'investissement important (si étanchéité artificielle) ✚ Forte emprise au sol ✚ Mauvaise acceptabilité des effluents concentrés ✚ Nuisances olfactives ✚ Curage des boues : opération lourde

b) Lagunage aéré: Le lagunage aéré est la version intensive du lagunage naturel, nécessitant une emprise de sol nettement moindre que le lagunage naturel, dans ce cas l'oxygénation nécessaire est produit par des aérateurs mécaniques à turbines ou par des appareils diffuseurs d'O₂ [20]. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel. Le temps de séjour est de l'ordre d'une semaine et la profondeur de 1 à 4 m [16]. Les avantages et les inconvénients du lagunage aéré sont résumés dans le tableau II.4.

Tableau II.4 : Avantages et inconvénients du lagunage aérés

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ✚ Acceptabilité d'apports d'eaux parasites et de variations de pollution ✚ Bonne intégration 	<ul style="list-style-type: none"> ✚ Qualité de rejet moyenne ✚ Coût d'investissement important (si étanchéité artificielle) ✚ Présence de matériel électromécanique ✚ Consommation d'énergie ✚ Nuisances sonores ✚ Nuisances olfactives ✚ curage des boues : opération lourde

Il faut rappeler que cette technique est bien adaptée pour des effluents concentrés domestiques et industriels. La phase d'aération est suivie d'une lagune de finition ou de plusieurs lagunes si un abattement des germes est visé [12].

II.3.2. Traitement de l'azote par les cultures en suspension (boues activées)

Les procédés à boues activées peuvent facilement s'adapter pour faire la nitrification et la dénitrification. Le procédé à boue activée (Figure II.6) consiste en un réacteur biologique aérobie, où les microorganismes flottent librement dans un liquide aère, sous forme de petits amas appelés BIOFLOCS. Le mélange eau usée bioflocs est appelé liqueur mixte [21].

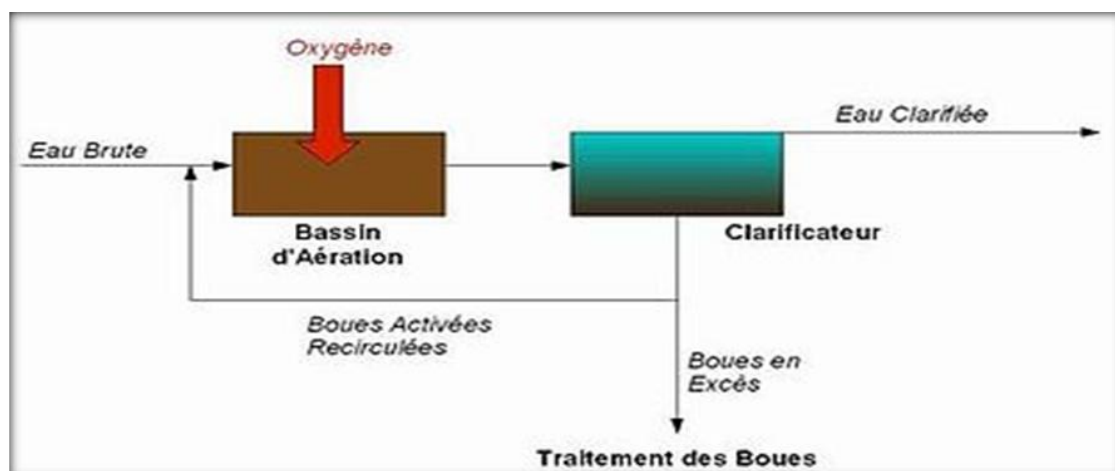


Figure II.6 : Schéma général du procédé de traitement des eaux résiduaires par boues activées [22]

Ce procédé, inventé à Manchester le 03 avril 1914 et qui reproduit industriellement l'effet épurateur des rivières, est devenu actuellement le principal procédé d'épuration des eaux usées biodégradables [23].

La boue activée a été conçue pour éliminer successivement les pollutions carbonées et azotées. Elle est composée essentiellement de microorganismes floculants, qui sont mélangées avec de l'oxygène dissous et de l'eau usée à épurer. Les micro-organismes de la boue activée entrent constamment en contact avec les polluants organiques des eaux résiduaires, ainsi qu'avec l'oxygène fournis les systèmes d'aération. Ils sont. Après passage par une zone de contact, l'eau usée est admise dans un bassin d'aération contenant la biomasse épuratrice maintenue en suspension. La nitrification s'effectue durant les phases aérobies et la dénitrification durant les phases d'anoxie (figure II.7) [24].

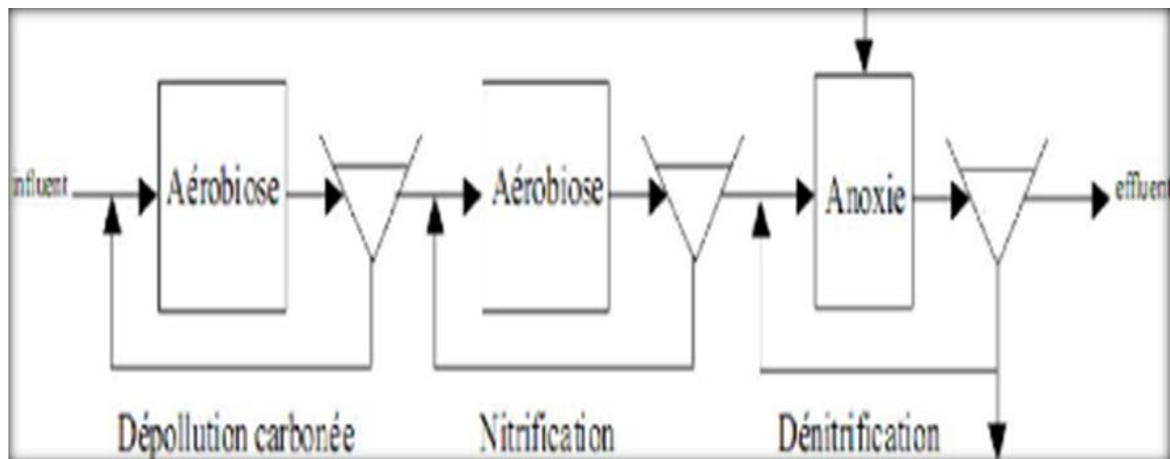


Figure II.7: Schéma de principe d'une station à boues activées [24]

Une partie de la boue sédimentée doit être recyclée et mélangée aux eaux à épurer afin de garantir un nombre suffisant de micro-organismes qui continuent le processus d'épuration des matières rejetées [25]. Les avantages et les inconvénients de ce système dans donnés dans le tableau II.5 ci-après :

Tableau II.5: Avantages et Inconvénients des boues activées [10].

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Adaptée pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) ; • Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution; • Adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles ; • Boues légèrement stabilisées ; • Facilité de mise en oeuvre d'une déphosphatation simultanée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts d'investissement assez importants; • Consommation énergétique importante ; • Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ; • Sensibilité aux surcharges hydrauliques; • Décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser ; • Forte production de boues qu'il faut concentrer.

Le processus à boues activées fonctionne de manière optimale lorsque la biomasse n'est ni jeune, ni vieille.

En station d'épuration à boues activées, le système le plus utilisé pour éliminer l'azote est celui du nitrification- dénitrification dans un même réacteur. Dans ce système, la nitrification et la dénitrification peuvent avoir lieu dans un même réacteur. Cela peut se faire de trois manières :

- 1- En ayant des zones anoxies et aérobies ;
- 2- En alternant des phases d'aération et de non-aération ;
- 3- En ayant recours à la nitrification et à la dénitrification simultanée.

En plus de simplifier l'opération, cette variante favorise la diminution de la superficie du procédé et permet d'éliminer la source externe de carbone [16].

II.3.2.1 Efficacité du traitement de l'azote par boues activées :

L'efficacité du traitement de l'azote par boues activées est intimement liée à plusieurs facteurs qui influencent la croissance des microorganismes nitrifiants et dénitrifiants. L'activité de ces microorganismes dépend généralement de plusieurs paramètres, dont les principaux sont : la température, l'O₂ dissous, le pH, l'oxygène dissous, la charge massique et l'âge de boue.

a) Paramètres influents sur la nitrification

- Influence de la température

La nitrification est, comme tout processus biochimique, sous la dépendance de la température et des substrats, et notamment, ici, limitée par NH₄⁺ et O₂ pour la nitritation, et

par NO_2^- et O_2 pour la nitrification. La vitesse de réaction la plus lente étant celle de la réaction de nitrification, c'est celle-ci qui régira la cinétique globale de nitrification [4].

La gamme des températures favorables à la nitrification est très large (figure II.8). La limite inférieure serait 5°C , alors que la limite supérieure se situerait entre 40°C et 45°C . Dans cette large gamme, les microorganismes nitrifiants présentent une température optimale qui se situe entre 25 et 36°C [26].

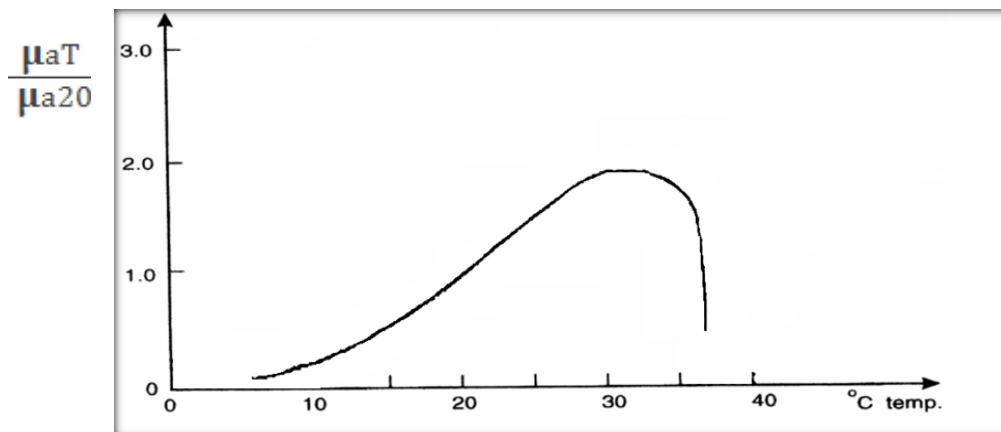


Figure II.8: Effet de la température sur le taux de croissance des Microorganismes nitrifiants [27].

Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes en fonction de la température est décrit par l'équation suivante :

$$\mu_{aT} = \mu_{a20} \times \theta^{T-20} \quad \text{(II.1)}$$

Avec :

μ_{aT} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T ;

μ_{a20} : taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20°C ;

θ : Coefficient correctif : valeur retenue = 1,06 [4]

La vitesse de nitrification peut être exprimée en fonction de la température et de la charge en substrat par une équation du type :

$$V_{nit\ T} = A \times \theta^{T-20} \times CVN \quad \text{(II.2)}$$

Avec :

A : constante ; $V_{nit\ T}$: vitesse de nitrification à la température T (mg N / l .h) ;

T : température ($^\circ\text{C}$), θ : coefficient correctif (valeur retenue = 1,06) et

CVN : charge volumique en NK (g d'azote Kjeldahl apporté/ m^3 de réacteur.jour) [4].

- Influence du pH

L'activité des microorganismes nitrifiants est très sensible au pH. Dans la nature, ces bactéries peuvent croître dans une large plage de pH allant de 5 à 8.5. Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5.

La vitesse de nitrification n'est pas influencée par le pH dans une gamme comprise entre 7,2 et 8,5. Un pH un peu plus acide (supérieur à 6,5) ou un peu plus basique peut la ralentir [4].

- Influence de l'oxygène dissous

L'influence de la concentration en oxygène dissous sur la vitesse de croissance des bactéries nitrifiantes a largement été étudiée par des chercheurs (tableau II.6). La littérature rapporte que la vitesse de nitrification est plus importante lorsque la concentration en oxygène dissous est élevée [28]. Le tableau II.6 présente les rendements de la nitrification en fonction de la charge massique et la concentration en oxygène dissous dans le milieu.

Tableau II.6: Rendement de nitrification en fonction de la charge massique et la concentration en O₂ [28]

Chercheurs	Charge massique (Kg DBO/kg MES×j)	Concentration en O ₂ (ppm)	Rendement
Wuhrmann	0.36	4 et 7 ppm	> 90 %
Downing et Scragg	0.3	0.5 ppm	50 %

Par ailleurs, la figure II.9 montre l'influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes.

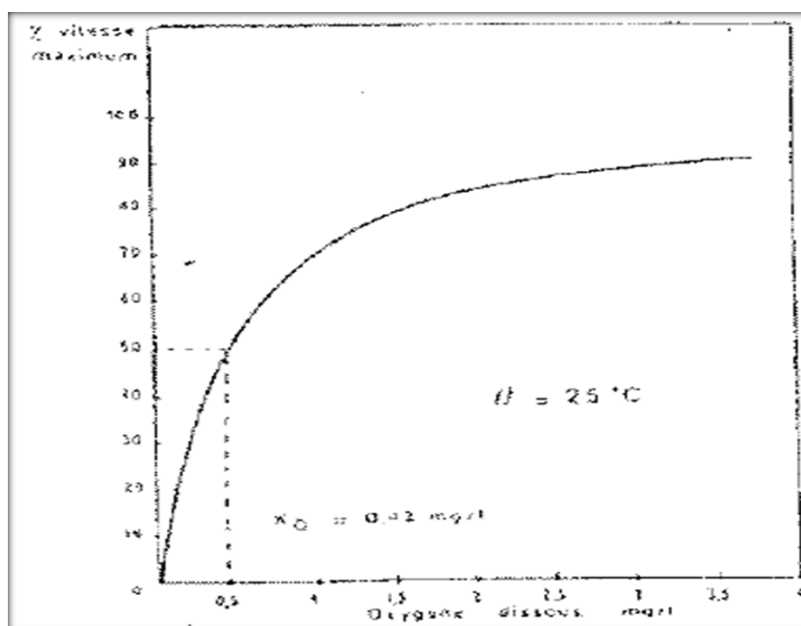


Figure II.9: Influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes [29]

- Influence de la charge massique

Les travaux de Johnson et Schroeper, Wuhmann, Eckenfelder, Downing, Cupl et Slechta montrent, tous, l'importance de la charge massique sur la nitrification. Ils rapportent que l'élimination de l'ammoniaque est presque complète jusqu'à des charges allant de 0.3 kg DBO₅/kg MES.j [30]. Certains auteurs [10] préconisent qu'une charge massique supérieure à 0.8 kg DBO/kg MVS.j favorise le développement des bactéries filamenteuses. Ainsi, un excès de matières organiques est néfaste au traitement biologique en général, et à la décantation en particulier [10]. La figure II.10 montre la variation de la nitrification en fonction de la charge massique appliquée dans le réacteur.

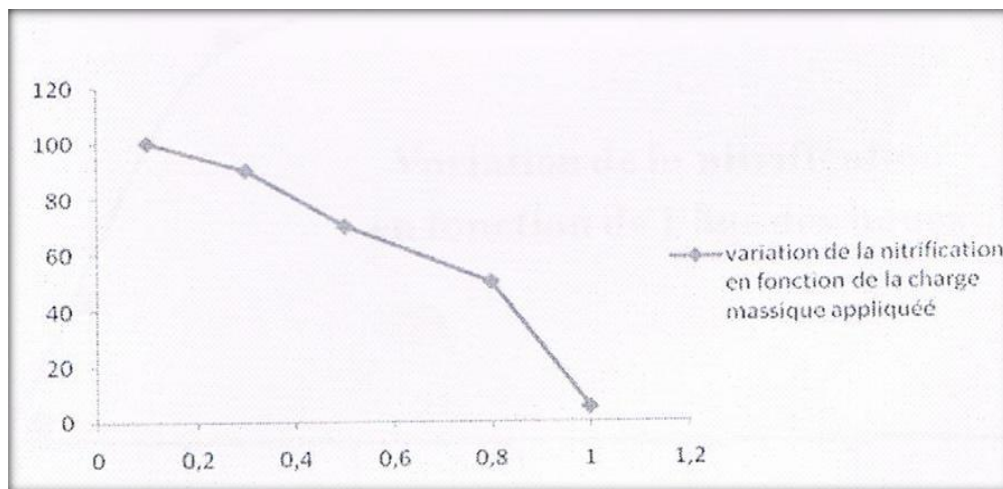


Figure II.10: Variation de la nitrification en fonction de la Charge massique appliquée [30]

L'interprétation de l'influence de la charge massique sur la nitrification peut être la suivante :

- Une forte proportion de matières organiques favorise la croissance des bactéries hétérotrophes.
- Le rendement cellulaire des autotrophes (nitrosomonas et nitrobacter) est beaucoup plus faible que celui des hétérotrophes. La population autotrophe décroît rapidement compte tenu de l'extraction des boues.
- Pour qu'il y ait une bonne nitrification, il est nécessaire d'établir un équilibre entre les hétérotrophes et les autotrophes à savoir que la matière organique dégradée va former du CO₂ qui sera utilisé par les autotrophes pour la synthèse de nouvelles cellules.
- En outre, l'augmentation de la charge massique cause des déficiences en oxygène dans le bassin et affecte la nitrification [30].

- Influence de l'âge des boues

L'activité de nitrification peut être considérablement influencée par l'âge des boues. En effet, vu le faible taux de croissance des nitrifiants, un âge de boues élevé permet d'accumuler la biomasse et favoriser une meilleure activité de nitrification. C'est pourquoi ce critère est parfois utilisé comme stratégie de suivi de procédé [26].

L'âge de la boue est le quotient (G) de la masse de boues présentes dans l'aérateur (X_a) et celle (ΔX_a) extraites quotidiennement. Il s'exprime en jours, soit :

$$G = X_a / \Delta X_a$$

Les essais faits par des différents auteurs [30] montrent qu'une bonne nitrification est obtenue pour un âge de boues supérieur à 4 jours (figure II.11).

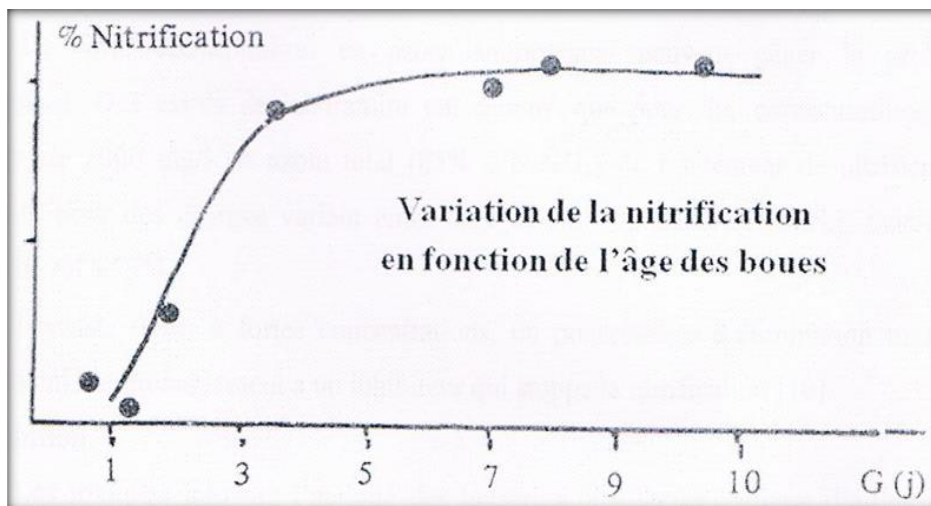


Figure II.11 : Variation de la nitrification en fonction de l'âge des boues [30]

L'interprétation d'un tel phénomène s'explique par le fait que lorsque la charge massique croît (C_m), l'âge de la boue diminue. Si C_m croît le rendement de nitrification diminue. Il en résulte que le rendement de nitrification croît avec G [30].

- Influence de la concentration en $N-NH_3$ à l'entrée

De forte concentration en azote ammoniacal peuvent gêner le processus de nitrification. Des essais de laboratoire ont montré que pour des concentrations d'entrées voisines de 1000 mg/l en azote total (85 % d' $N-NH_3$), le rendement de nitrification reste constant pour des charges variant entre 0.17 et 0.27 kg DBO/kg MES.j, c'est-à-dire de l'ordre de 60 à 75 % [30].

b) Paramètres influents sur la dénitrification

- Effet de la température

La dénitrification étant l'œuvre d'un grand nombre d'espèces bactériennes. Les conditions optimales de température sont très variables et on rapporte dans la littérature des gammes de tolérance étendues de 5°C à plus de 75°C. De 35 à 60°C la dénitrification

augmente avec la température, avec essentiellement accumulation de protoxyde d'azote, alors qu'à des températures supérieures à 60°C, elle décroît. Aux basses températures, les vitesses de dénitrification sont faibles mais mesurables jusqu'à 3°C. La température agit aussi sur la dénitrification à travers son rôle dans la solubilité et la diffusion de l'oxygène [9].

- Effet du pH

Les pH optimaux pour la dénitrification se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. En milieu faiblement tamponné, des pH acides pourraient conduire à des réductions incomplètes des nitrates aboutissant à des oxydes nitriques et nitreux.

La dénitrification ne peut être que postérieure à la nitrification d'où il convient d'abord de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité pour assurer la nitrification [4]. La réaction de dénitrification provoque une élévation du pH qui peut devenir inhibitrice aux alentours de pH 9. Il est donc nécessaire de réguler le pH par un acide au cours de tout procédé de dénitrification biologique [9].

- Effet de l'oxygène dissous

Pour que la dénitrification puisse avoir lieu, il est important de passer par ZERO en O₂ pour démarrer ces réactions. Ces vitesses de dénitrification sont très dépendantes de l'efficacité du brassage des boues dans le réacteur biologique. On retiendra qu'un brassage correct fiabilise la mise en contact des bactéries dénitrifiantes avec les nitrates et le carbone organique, garantissant une vitesse de dénitrification optimum [7].

- Effet de la charge

La dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable. Le carbone rapidement biodégradable est essentiellement constitué de petites molécules (comme les acides gras volatiles) et peut être estimé en première approximation par la DCO de l'eau usée filtrée. Les processus de nitrification et de dénitrification étant souvent mis en œuvre au sein de la même culture bactérienne, il s'agit donc de trouver un compromis entre la nécessité de travailler à faible charge pour favoriser le processus de nitrification et l'intérêt de maximiser la vitesse de dénitrification en maximisant la charge appliquée [4].

- Effet de la concentration des nitrates :

En général, le nitrate est nécessaire pour la synthèse des enzymes. Selon Bryan (1981), le nitrate affecte la production de la nitrateréductase. Sa présence déclenche la synthèse et sa concentration détermine la quantité d'enzymes synthétisée. La concentration des nitrates est d'ailleurs importante car elle joue sur la vitesse de la réaction de la dénitrification [9].

II.4. Conclusion

Nous savons qu'il est possible d'obtenir des eaux de qualités différentes à partir d'une eau usée, grâce aux procédés de traitement. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Il est clair que les traitements qui existent peuvent réduire les concentrations des polluants sous toutes leurs formes, à des niveaux qui sont actuellement considérés comme non dangereux. Pour en conclure, l'azote présent dans l'eau peut être éliminé grâce aux différents procédés utilisés. L'azote contenu dans les eaux usées urbaines est essentiellement traité par voie biologique. Ce procédé demeure le plus efficace et le plus utilisé, il est également plus économique que le procédé physico-chimique.

Chapitre III: Présentation et description de la STEP de Ain El Houtz

III.1. Introduction

Dans la wilaya de Tlemcen il existe plusieurs stations d'épuration (ou STEP) fonctionnelles ou à l'arrêt, et d'autres en projet de réalisation. Parmi les stations fonctionnelles figure la STEP de Ain el Houtz située dans la daïra de Chetouane et conçue pour une population de 150 000 eq/hab et une capacité d'épuration de 30000 m³/j. Cette station, réalisée par l'Entreprise Nationale Hydrotraitement, a été mise en service le 05 Novembre 2005. Elle est gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement (ONA) sous la tutelle du Ministère des ressources en Eau.



Figure III.1: Vue de la station d'épuration d'Ain El Houtz (Tlemcen) [31].

La station d'Ain El Houtz qui a été dimensionnée pour épurer les eaux usées d'origines domestique et pluviales par le procédé d'épuration dit boues activées à faible charge. Les différentes formes de pollution à traiter par la STEP sont: la pollution carbonée, la pollution azotée et la pollution phosphorée [31].

III.2. Données techniques

La station d'épuration de la ville de Tlemcen a été dimensionnée sur la base des données suivante :

Tableau III.1 : Données Techniques de la STEP de Tlemcen [31].

Nom de la station d'épuration	Ain Houtz
Commune/Wilaya	Chetouane/ Tlemcen
Maître d'ouvrage	DRE Tlemcen
Localités raccordées	Ville de Tlemcen, Abou Techfine, Oudjlida et Chetouane
Origine des effluents	Urbain
Capacité de la STEP	150.000 Eq-Hab
Procédé de traitement	Boue activée
Débit moyen journalier	30.000 m ³ /j
Débit de pointe horaire admis au traitement	3800 m ³ /h
DBO ₅ journalière	9300 Kg/j
Matière en suspension	13950 Kg/j
l'équivalence calculée sur la DBO	172000 Eq/hab
Azote à nitrifier	1980 Kg/J
Milieu récepteur	Bassin ONID / Oued Chaâbet El Hora
Périmètre concerné par la réutilisation	912 Hectare
Quantité de boues produites (moyenne)	1950 Tonne matières sèches/ an
Destination des boues	Valorisation agricole / CET

Les caractéristiques du rejet qui devraient être garanties par l'étude, mesurées sur une durée moyenne de 24 heures, sont présentées sur le tableau III.2.

Tableau III.2 : Valeurs limites prévues par l'étude [32].

Paramètres	Valeurs
Matières en suspension	30 mg/l
DBO ₅	30 mg/l
DCO	2 000 / 100 ml
azotes (N-NH ₄)	3 – 5 mg/l
azotes (N-NO ₃)	8 – 10 mg/l
huiles et graisses végétales	20 mg/l
coliformes totaux	20 000 / 100 ml
coliformes fécaux	12 000 / 100 ml
streptocoques fécaux	2 000 / 100 ml

III.3. Présentation de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ

IV.3.1. Principe de fonctionnement

La station d'épuration de la ville de Tlemcen est de type boues activées à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par les quels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau. La STEP est composée de la chaîne des traitements suivants :

- ✓ Prétraitement ;
- ✓ Traitement biologique ;
- ✓ Traitement tertiaire ;
- ✓ Traitement des boues (figure III.2).

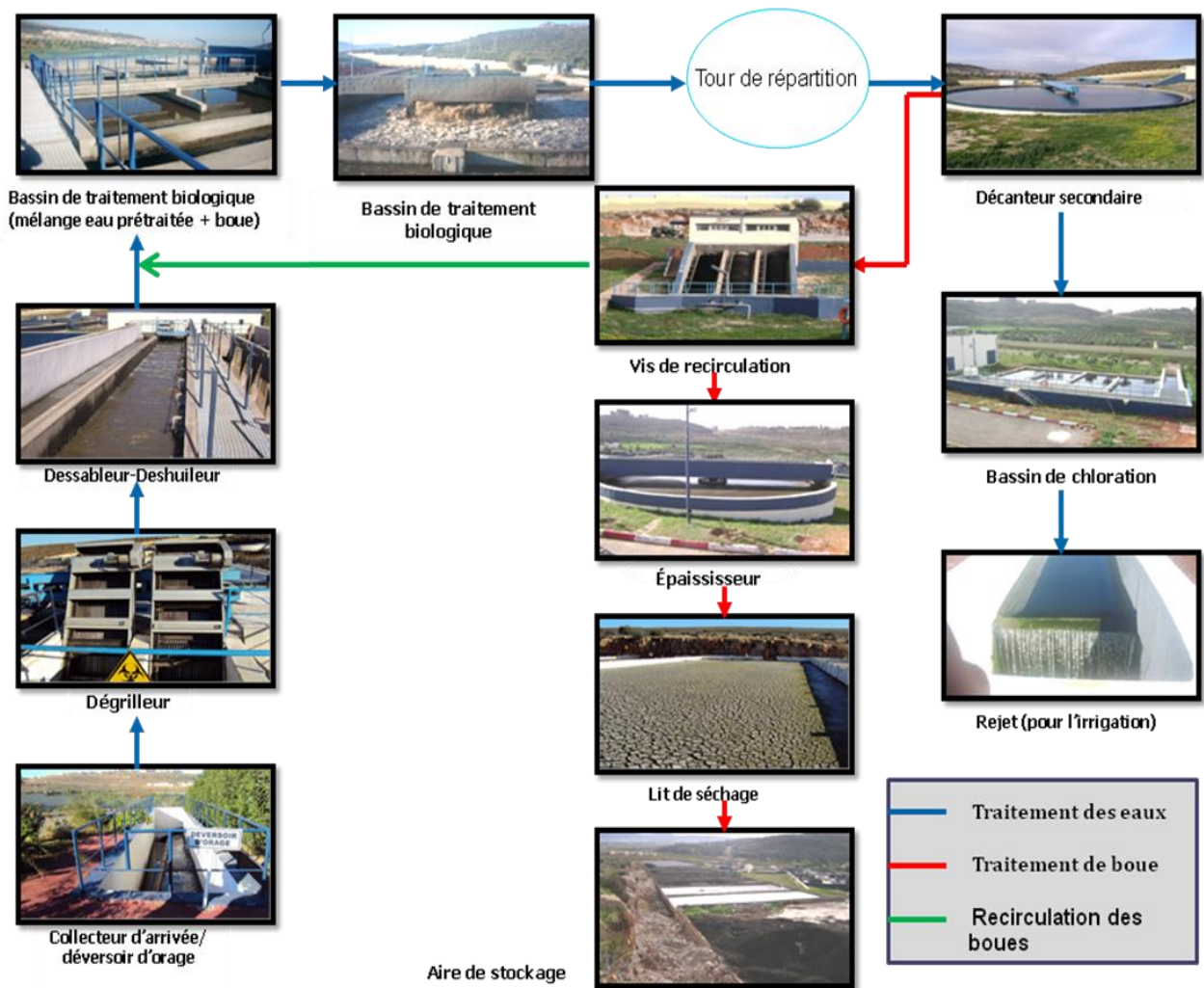


Figure III.2: Schéma général de la station d'épuration d'AIN EL HOUTZ

III.3.2. Description des installations de la STEP

La STEP d'Ain El Houtz fonctionne sur la base du procédé boues activées à faible charge à l'aide d'aérateurs de surface à vitesse lente. L'eau entrante à la station passe par les étapes suivantes:

III.3.2.1. Déversoir d'orage

Le déversoir d'orage de la station (figure III.3) est installé à l'amont de celle-ci. Il déverse le surplus du débit admissible par le by-pass général de la station. La hauteur de la lame de débordement est adaptée pour accepter une charge de 3300 m³/h. L'eau usée à traiter arrive gravitairement à la tête de la première filière du traitement à l'aide d'une conduite de 800 mm de diamètre qui s'appelle liaison entre ouvrage [33].



Figure III.3: Photo du déversoir d'orage

III.3.2.2. Dégrilleurs

La station d'Ain El Houtz compte deux types des grilles :

* **Grille grossière manuelle:** Elle est composée de barreaux droits de section rectangulaire inclinés sur l'horizontale de 70 %. Ses dimensions sont:

- Largeur de la grille : 1,8 m
- Écartement entre les barreaux : 50 mm [34]



Figure III.4 : Photo d'une grille grossière manuelle [31]

* **Grille mécanisée :** Elles sont indispensables à partir d'une certaine taille de station d'épuration afin de réduire les interventions manuelles de nettoyage. Ces grilles sont à fonctionnement automatique par horloge électrique. Parmi celles-ci, on trouve les grilles de cette STEP à mode de nettoyage par l'amont. Ses dimensions sont :

- Largeur de la grille : 1,0 m
- Profondeur du chenal : 1,5 m
- Écartement entre les barreaux : 20 mm
- Puissance du moteur : 0,37 kw [34].



Figure III.5: Photo de la grille mécanique

III.3.2.3. Dessableur-déshuileur

Cet ouvrage est de type longitudinal à deux compartiments, il est constitué d'un canal en béton armé de forme trapézoïdale. L'air est insufflé par des suppresseurs pour provoquer une émulsion afin de pouvoir améliorer la séparation de sable et des graisses. Il existe des lames de séparation qui permettent la séparation des huiles et des graisses vers la zone de raclage. L'eau prétraitée est déversée et évacuée gravitairement à travers un canal à ciel ouvert pour subir les traitements ultérieurs. Les deux dessableurs déshuileurs ont les dimensions suivantes : sa Longueur est de 26 m, sa Largeur est de 4 m et une hauteur de 9 m [31].

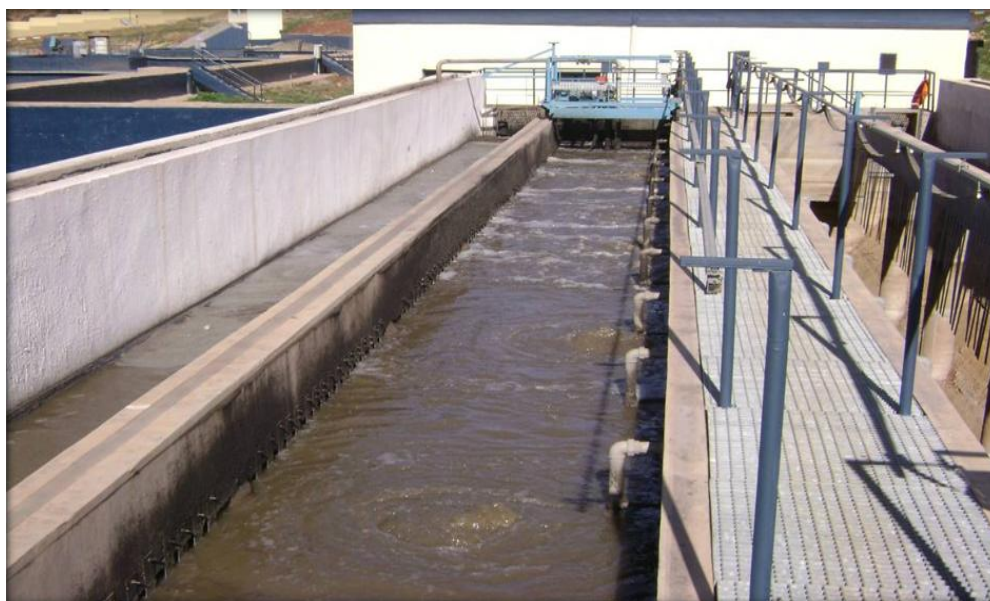


Figure III.6 : Photo du dessableur- déshuileur

III.3.2.4. Traitement biologique

L'eau prétraitée sera acheminée vers les bassins de traitement biologique, la station comporte quatre unités bassins d'aération, au niveau de chaque unité il y a deux bassins séparés.

a) Bassin d'aération

Le bassin a une forme rectangulaire et alimenté en eau dénitrifié. L'aération dans le bassin est réalisée à l'aide d'aérateur de surface à vitesse lente, chaque bassin est équipé de trois aérateurs. Ce milieu favorable provoque le développement des bactéries qui par action physico-chimique retiennent la pollution organique est s'en nourrissent. Au niveau de chaque bassin, il existe une sonde de mesure d'oxygène dissous pour assurer le déclenchement automatique de l'aération en cas de défaillance de la concentration de cette dernière.

Chaque bassin d'aération (Figure III.7) a les dimensions suivantes :

- Volume : 4723 m³
- Longueur : 55,5 m, Largeur : 18,5 m, Profondeur d'eau : 4,6 m,
- Hauteur béton : 5,6 m [31].

Équipement des bassins :

- 04 vis d'Archimède (débit unitaire 1300m³/h) ;
- 04 mélangeurs submersibles de 4kw ; 04 déversoirs ;
- 12 aérateurs de surface (75kw chacun) ; 04 sondes de mesure d'oxygène dissous.



Figure III.7 : Photo du bassin d'aération

b) Bassin de nitrification dénitrification

L'eau prétraitée arrive premièrement dans ce bassin pour faire l'élimination de la pollution azotique à partir des bactéries spécifiques (Nitrosomonas, Nitrobacter). Le bassin à une forme rectangulaire est équipé d'un mélangeur de fond pour assurer l'agitation du milieu, et après l'eau nitrifiée dénitrifiée est déversée vers les bassins d'aération. Chaque bassin a les dimensions suivantes :

- Volume 725 m³, - Longueur 187,56 m, - Largeur 8,5 m, -
- Hauteur du béton 5,6 m, - Hauteur d'eau 4,9 m [31].



Figure III.8 : Photo du Bassin de nitrification dénitrification

c) Clarificateurs

Dans la STEP, il existe deux clarificateurs de forme circulaire de 46 m de diamètre avec une surface de 1661 m², une profondeur d'eau de 4 m en périphérie; et de pont racleur à vitesse de rotation de 0,04 m/s. Les eaux clarifiées sont ensuite envoyées vers la dernière étape de traitement qui est la désinfection. Quant aux boues décantées, elles sont envoyées une partie vers le tour de recyclage des boues et l'autre partie vers le traitement des boues [31].



Figure III.9 : Photo du clarificateur

III.3.2.5. Bassin de chloration

Le bassin de chloration est en béton armé. D'un volume de l'ordre de 700 m^3 , le bassin de chloration est composé de 04 sous bassins que l'eau épurée les transvase d'un bassin à l'autre et cela pour laisser le temps au chlore pour désinfecter l'eau. La désinfection est assurée par l'eau de javel [40]. Les dimensions du bassin de chloration sont :

- Longueur totale : 4.20 m, Longueur de la partie large : 1.34 m
- Largeur de la partie large : 1.30 m, Largeur de la partie étroite : 0.6m
- Profondeur: 1.01 m [35].



Figure III.10 : Photo du bassin de chloration

Remarque:

Dans la STEP on n'utilise pas la chloration parce que ses eaux sont destinées pour l'irrigation

III.3.2.6. Poste de relevage des boues vers l'épaississement

Le relevage des boues vers le traitement des boues se fait au moyen de vis d'Archimède. La station comporte (03) vis d'Archimède (figure III.11).



Figure III.11: Photo des vis d'Archimède [31]

III.3.2.7. Epaisseur des boues

Après traitement biologique, les boues constituent le résidu principal de la station d'épuration d'AÏN EL HOUTZ. Ces déchets sont dirigés vers l'épaisseur. Ce dernier, de forme circulaire, a été réalisé en béton armé de 14 m de diamètre et d'une hauteur utile de 4 m. Le fond du bassin à une pente de 1/10.



Figure III.12 : Photo d'un épaisseur des boues [36]

La boue épaisie est prise par pompage et évacuée vers les lits de séchage.

III.3.2.8. Lits de séchage

La boue épaisse est prise par pompage et évacuée vers les lits de séchage. Le séchage des boues s'effectue à l'air libre dans des surfaces d'étendues de 30 m de longueur et 15 m de largeur. Dans la STEP, il existe 14 lits de séchage conçus d'un béton équipé d'une conduite de drainage perforée, pour permettre l'évacuation de l'eau filtrée vers l'entrée de la station. Chaque lit de séchage est composé de diverses couches de matériaux "sable et graviers" avec granulométrie de plus fine vers la surface du lit [36].



Figure III.13 : Photo d'un lit de séchage

III.3.2.9. Aire stockage des boues séchées

Un espace libre pour stocker les boues sèches pour faciliter le transport des volumes importants des boues vers l'agriculture [36].



Figure III.14 : Photo de l'Aire de stockage des boues séchées

III.4. Conclusion

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

Chapitre IV: Matériels et méthodes

IV.1. Introduction

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

IV.2. Echantillonnage de l'eau

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate. Il se fait habituellement par la méthode manuelle. Cette méthode nécessite peu d'équipement. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Dans le cadre de notre étude, nous avons effectué pour des fins d'analyses et sur une période de 3 mois, un échantillonnage des eaux usées brutes et épurées. Les échantillons ont été prélevés par immersion d'un contenant dans l'effluent à échantillonner. L'ouverture du contenant a été face au courant de l'effluent et sous la surface du liquide.

IV.3. Analyses physico-chimique effectuées

IV.3.1. La température

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique).

La mesure de la température s'effectue 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.3.2. 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.1). 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.1: Photo du pH-mètre (pH 90 WTW)

IV.3.3. L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau, car il permet la vie de la faune et 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 Solubilité est relativement faible de l'oxygène dans l'eau dépend de la température.

La mesure de L'oxygène dissous a été effectuée à l'aide d'un 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.2: Photo de l'oxymètre (HANNA-HI 9146)

IV.3.4. 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 plus part 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 (P_1). Le filtre est placé dans l'entonnoir du dispositif de filtration et connecter à un dispositif d'aspiration sous vide (figure IV.3).

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 (P_2) (figure IV.4). La différence $P_2 - P_1$ 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.3: Dispositif de filtration sous vide (Pioneer TM)

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

IV.3.5. 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'oxytope sur le flacon (figure IV.5). 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.5 : Photo du flacon à D.B.O avec oxytope

Les échantillons sont placés dans une chambre thermostatée et sombre durant leurs mesures de D.B.O₅ (figure IV.6). 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.6: Photo du D.B.O mètre (VELP SCIENTIFICA)

IV.3.6. 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.7) 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.7: 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**. L'afficheur indique : mg/l N-NH₃ Ness. 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 leur 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 N-NH₃ Ness, ensuite on place l'échantillon préparé dans le puits de mesure. Après quelque instants le résultat sera afficher en mg/l N-NH₃ Ness.

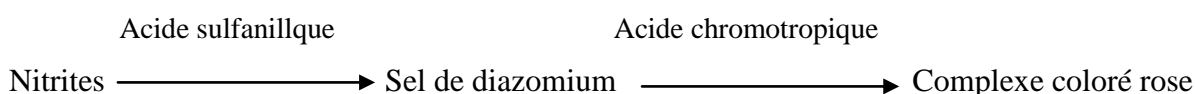
Remarque: les résultats peuvent être exprimés en mg/l d'ammoniac (NH₃) ou en mg/l d'ammonium (NH₄⁺) en multipliant le résultat par le facteur de conversion (1,29) et par le facteur de dilution (25).

b) Dosage des nitrites

Notés NO₂⁻ (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 NNO₂⁻ 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. La réaction est la suivante:



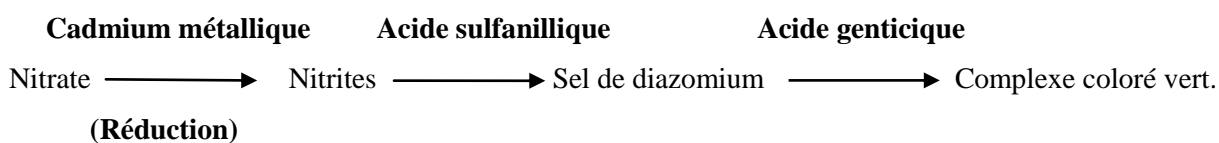
En dernier lieu, on place le blanc dans le puits de mesure et on presser ZERO. L'affichage indique: attendre puis 0.000 mg/l NNO₂⁻ L AV. Ensuite, on place l'échantillon préparé et on lit le résultat afficher en mg/l NNO₂⁻ L AV. Pour avoir les nitrites en mg/l, on multiplie par la constante 4.4 et par le facteur de dilution (10).

c) Dosage des nitrates

Les nitrates notés NO₃⁻ 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-NO₃⁻. On prépare 25 ml d'eau distillée (le blanc) et on remplit deux cuvettes de 30 ml, avec 1 ml d'eaux usées et épurées pour chaque échantillon et 29 ml de l'eau distillée. Ajouter un sachet Nitra ver 6 à chacun de ces deux échantillons de 30 ml, 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-NO₃⁻. Ce résultat affiché, sera multiplié par la constante (3.3) et par le facteur de dilution (30) pour avoir les nitrates en mg/l. La réaction des nitrates avec les réactifs :

**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.8), 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.8: 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.9). 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.9: 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

V.1. Introduction

La qualité de l'eau épurée et l'efficacité de l'élimination de l'azote sont jugées 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 à boues activées d'Ain EL houtz. Ces d'analyses physico-chimiques, sont réalisées au niveau de laboratoire de la dite STEP et selon les modes opératoires décrits au chapitre IV. Pour le cas de notre étude, le travail expérimental a été réalisé sur une période de trois (03) mois allant du 01/01/2016 au 31/03/2016. Les paramètres analysés sont : la température (T), le potentiel d'hydrogène (pH), l'oxygène dissous (O_2), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'ammonium (NH_4^+), l'azote nitreux (NO_2^-) et l'azote nitrique (NO_3^-).

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. Température de l'eau ($T^{\circ}C$)

La température journalière de l'eau, mesurée à l'entrée et à la sortie de la STEP est représentée dans figure V.1

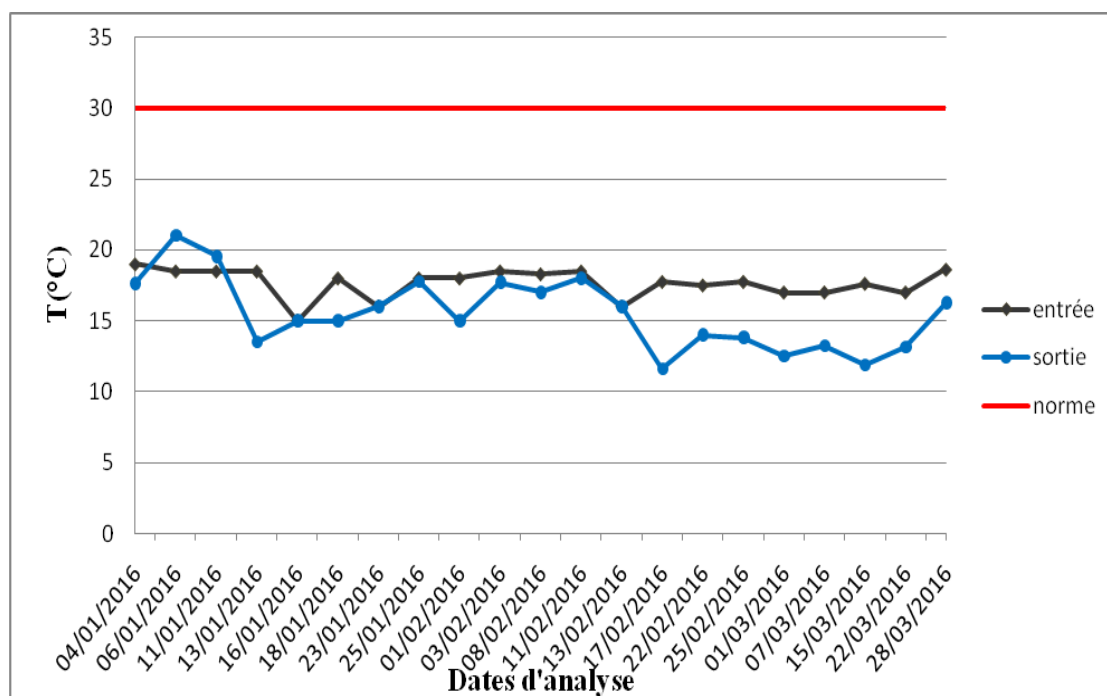


Figure V.1 : Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

On constate (figure V.1) que la variation de la température des différents échantillons prélevés durant cette période n'a été pas importante. La température se situe dans l'intervalle de 15°C à 19.87°C à l'entrée des eaux usées et de 10°C et 21°C pour les eaux épurées, soit une moyenne à la sortie de 15.5°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.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Les mesures du pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP durant la période considérée sont représentées dans figure V.2

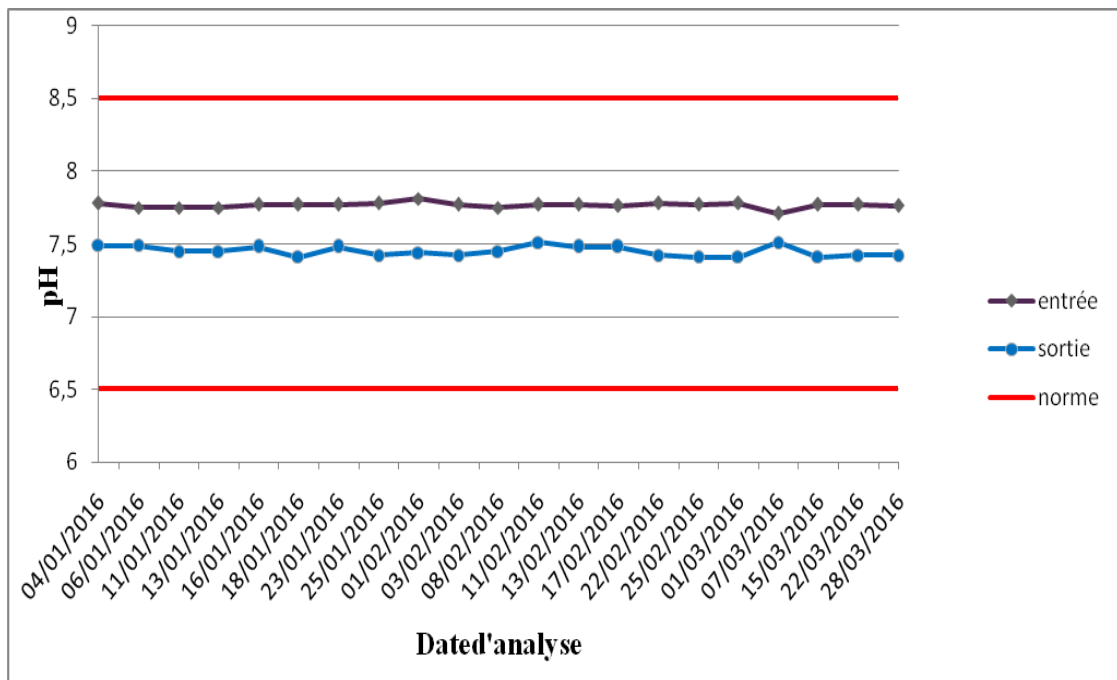


Figure V.2 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Les valeurs du pH permettant d'assurer un traitement efficace et d'éliminer convenablement l'azote doivent se situer entre 6.5 et 8.5. La figure représentant les mesures du pH, fait apparaître que la variation du pH est légèrement faible, pour les 21 échantillons prélevés à l'entrée et à la sortie de la STEP. Les valeurs du pH des eaux usées avant traitement sont comprises entre 7.71 et 7.81, tandis que, celle à la sortie de la STEP, varie entre 7.41 et 7.51, soit une moyenne à la sortie de 7.45. Les valeurs du pH des eaux à la sortie de la STEP sont légèrement inférieures à celles enregistrées à l'entrée. Cette réduction du pH

est due probablement au dégagement du gaz CO_2 lors de la réduction de la pollution carbonée par les bactéries.

V.4. Oxygène dissous (O_2)

La figure V.3 représente la concentration journalière de la teneur en oxygène dissous mesurée à l'entrée et à la sortie de la STEP.

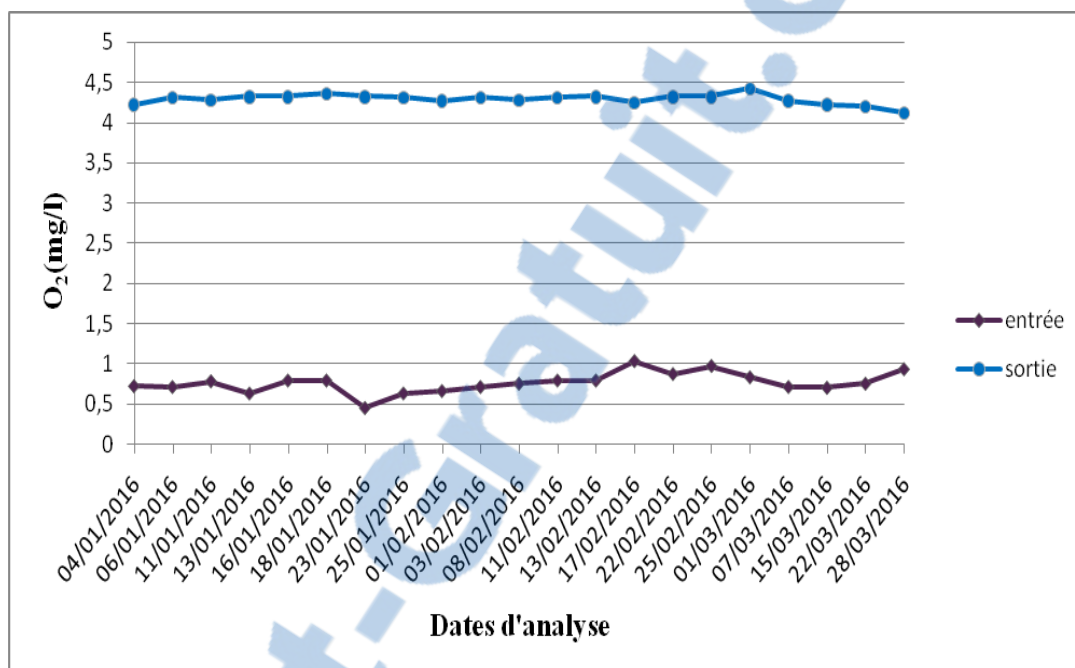


Figure V.3 Variation de la teneur en oxygène dissous à l'entrée et à la sortie de la STEP.

La teneur de saturation en oxygène dépend fortement de la température. Quand la température augmente, la teneur en oxygène diminue en raison de la plus faible solubilité, mais aussi à cause de la consommation accrue par les êtres vivants et les bactéries qui se multiplient. A l'entrée de la STEP, les teneurs en O_2 dans les eaux résiduaires sont comprises entre 0,45 mg/l et 1,03 mg/l et les valeurs relevées à la sortie se situent entre 4,12 mg/l et 4,42 mg/l, soit une moyenne à la sortie de 4,28 mg/l. La teneur en Oxygène dissous (O_2) enregistrée à la sortie de la STEP est nettement supérieure à celle de l'entrée. Cette augmentation (O_2) est due à l'aération des eaux au niveau du bassin biologique. L'oxygène est nécessaire pour le développement des microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, et ce afin d'assurer une bonne épuration biologique des eaux usées.

V.5. Matières en suspension

Les concentrations des matières en suspension (MES) mesurées à l'entrée et à la sortie de la STEP sont représentées dans la figure V.4

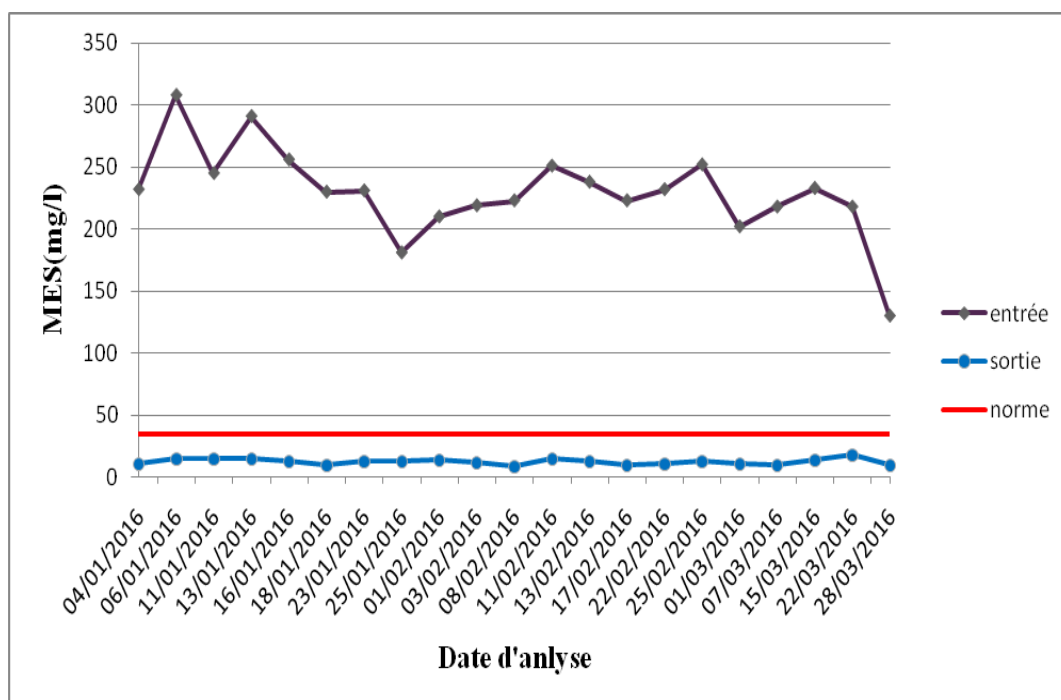


Figure V.4 : Variation de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Les résultats des analyses obtenus montrent qu'il y a une élimination importante des MES lors de cette étude. Les valeurs maximales et minimales de concentration en MES des eaux usées résiduaires enregistrées à l'entrée de la STEP sont respectivement de 308 mg/l et 130 mg/l. La concentration moyenne de la MES à la sortie de la station d'épuration est très stable et de l'ordre de 11.04 mg/l ce qui est conforme à la norme de rejet fixée à 30 mg/l. Le rendement d'abattement des MES dans cette station d'épuration avoisine les 94 %. Ce rendement est inférieur à celui obtenu dans la STEP de Chlef du type boues activées à très faible charge (97%) [44]. Il est également supérieur à celui trouvé par Baha et Bensari (soit de 91%) en 2014 dans cette même station [19]. Les résultats de rabattement des MES obtenus, confirment l'efficacité du clarificateur de la STEP d'Ain El houtz.

V.6. Demande chimique en oxygène (DCO)

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

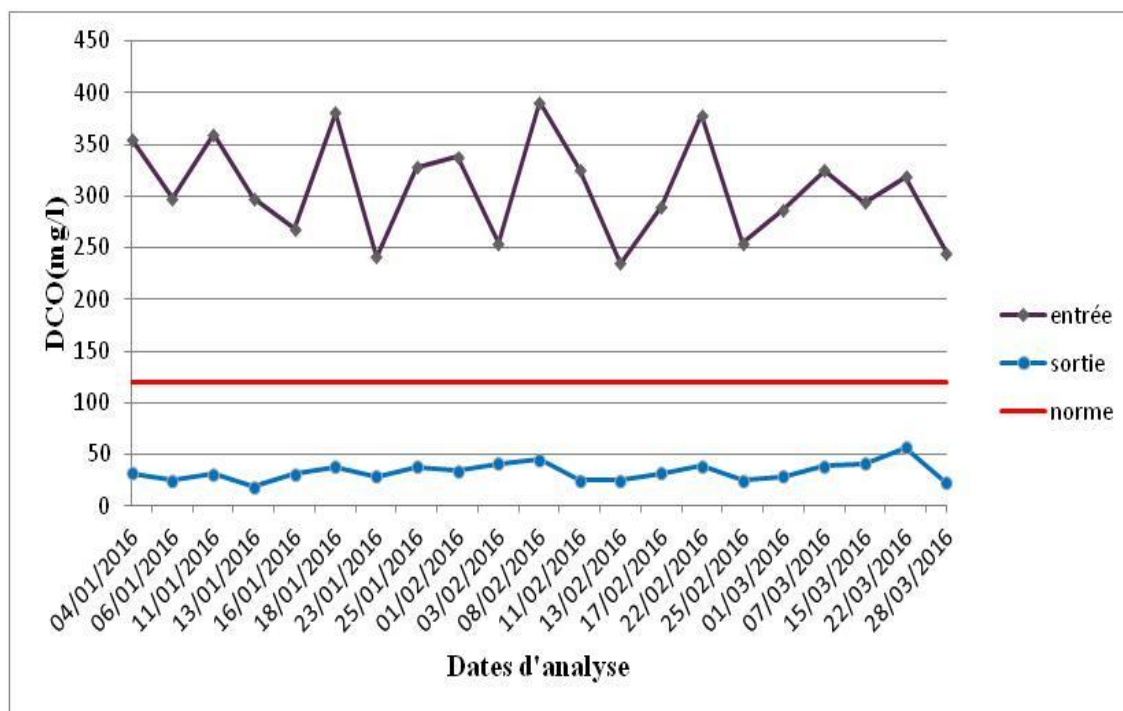


Figure V.5 : Demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP

La teneur de la demande chimique en oxygène (DCO) enregistrée au niveau des eaux usées à l'entrée de la station est comprise entre 235 mg/l et 391 mg/l, soit une moyenne à l'entrée de 308 mg/l. Cela est dû probablement à la surcharge des effluents par la matière organique et minérale.

Après épuration, la DCO marque une chute importante et affiche des valeurs comprises entre 19 mg/l et 55 mg/l, soit une moyenne à la sortie de 33 mg/l. Cette valeur obtenue demeure au dessous de la norme de rejet fixée à 120 mg/l. Ce résultat dénote la bonne oxydation des matières organiques biodégradables et non biodégradables au niveau du bassin d'aération et l'élimination de la matière minérale lors des procédés de prétraitement. Le rendement d'abattement de la DCO est de l'ordre de 89 %.

V.7. 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.6 représente la variation de la demande biologique en oxygène (DBO₅) de l'eau brute et de l'eau traitée.

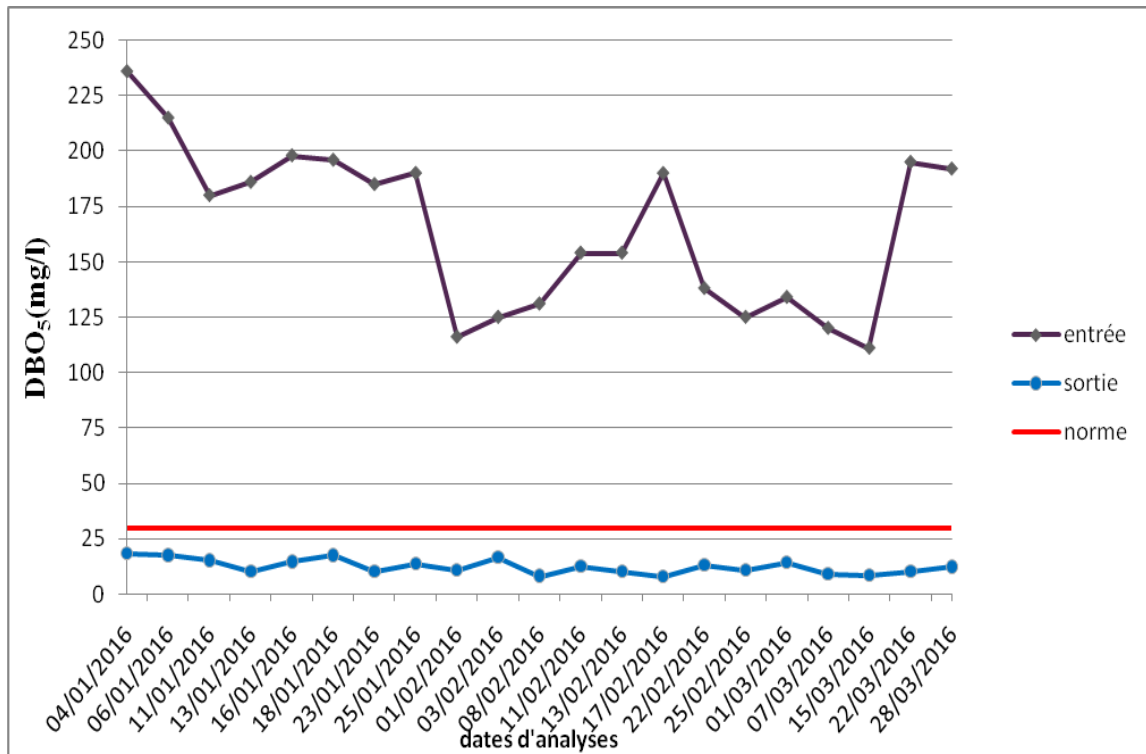


Figure V.6 : Demande biologique en oxygène (DBO_5) à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Il ressort que l'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO_5 qui varie entre 111 mg/l et 236 mg/l, soit une moyenne à l'entrée de 165 mg/l. Après épuration les teneurs diminuent de façon remarquable. Elles sont comprises entre 8 mg/l et 18.3 mg/l, soit une moyenne à la sortie de 12.5 mg/l.

Les valeurs de la DBO_5 , obtenues après traitement aux boues activées sont très satisfaisantes par rapport à l'objectif de la station (normes en dessous de 30 mg/l). Cette baisse de concentration est due à la consommation d'oxygène par les micro-organismes pour la dégradation de la matière organique. Le rendement de l'abattement de la DBO_5 est supérieur à 92 %, c'est à dire que la quantité d' O_2 dissous fournie par les aérateurs dans le bassin d'aération est suffisante pour les besoins des bactéries.

V.8. Matières azotées

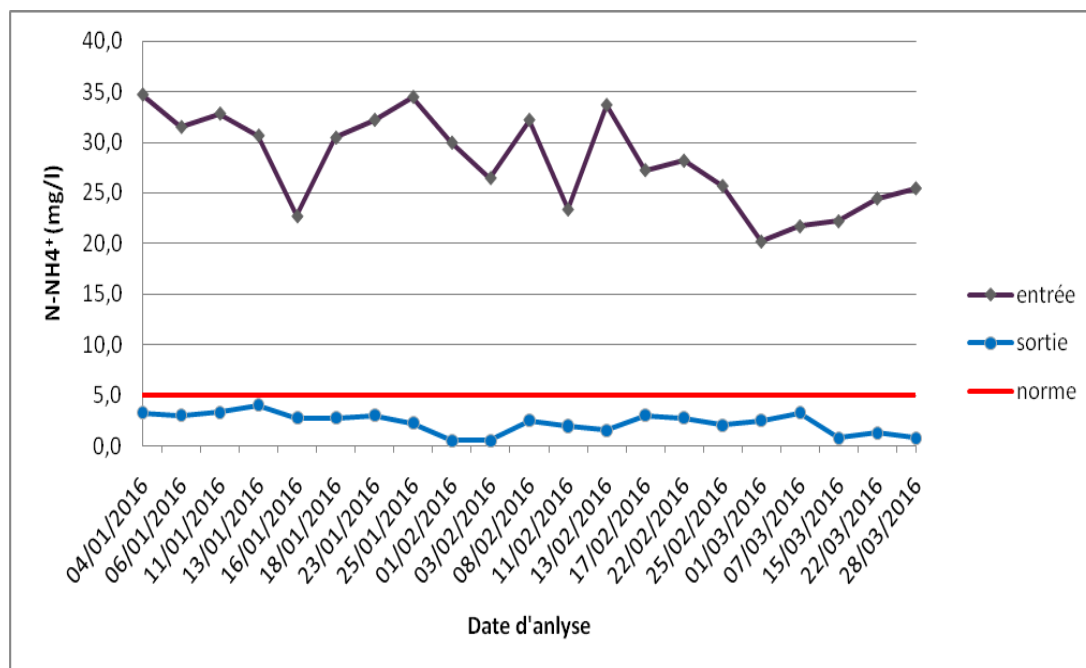
L'azote est présent dans les effluents sous les différentes formes suivantes :

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

L'évolution des concentrations en N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- dans l'eau brute et dans l'eau traitée, est présentée ci-dessous :

V.8.1. Azote ammoniacal (N-NH_4^+).

Les résultats de l'analyse des concentrations en N-NH_4^+ à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration d'Ain El houtz sont reportés sur la figure V.7



Graphique V.7 : Evolution du N-NH_4^+ à l'entrée et à la sortie de la STEP.

La lecture et l'analyse du graphique de la figure V.7 permettent de porter le constat suivant: Les mesures du N-NH_4^+ , 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. Ce fort taux de concentration est un indicateur de la présence d'une importante pollution azotée.

Les concentrations en N-NH_4^+ 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 et conformes à la norme de rejet qui est de 5 mg/l.

L'important abattement du N-NH_4^+ est dû à la bonne aération générant 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 NH_4^+ 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.

Durant toute la période de nos analyses, les rendements de l'abattement de l'azote ammoniacal « N-NH₄⁺ » de la STEP d'Ain El houtz sont illustrées sur la figure V.8 :

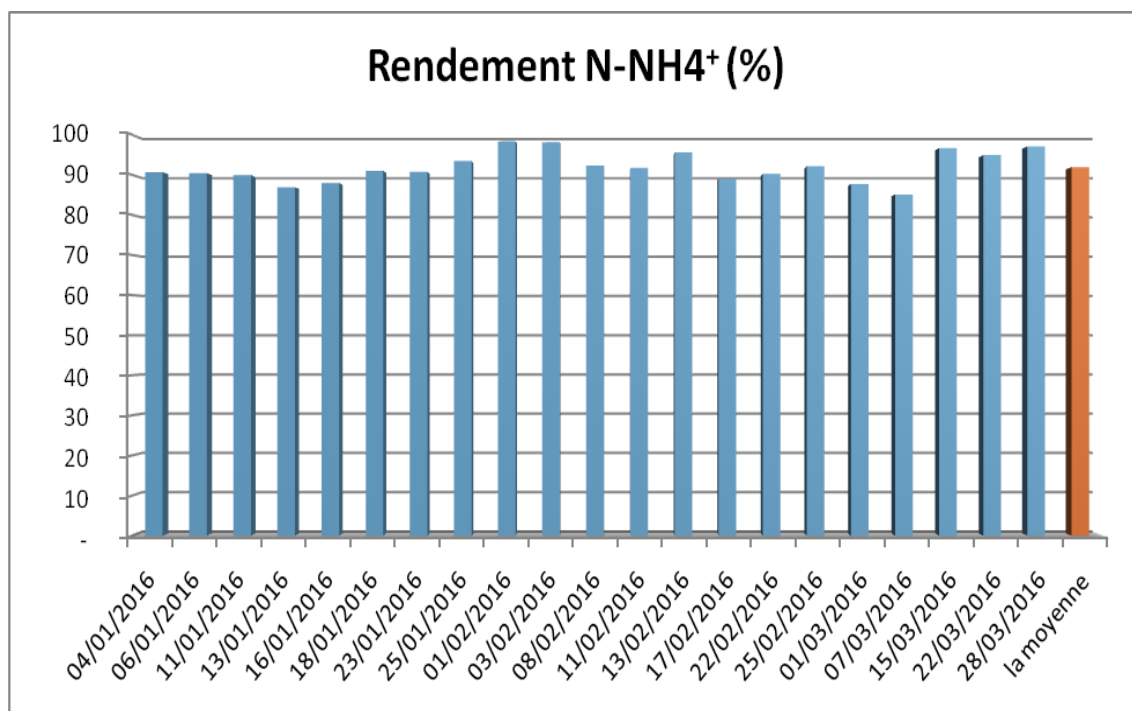


Figure V.8 : Abattement de NH₄⁺ de la STEP de la STEP

Durant toute notre présence dans la STEP d'Ain El Houtz, les rendements de l'abattement de N-NH₄⁺ du process d'épuration sont très satisfaisants. La valeur minimale de 85,06 % est enregistrée le 07/03/2016, quant à la maximale, elle est de 98,34 % et enregistrée le 01/02/2016. Le rendement moyen est de 91,89 %. Ce rendement est largement supérieur à celui enregistré dans la station d'épuration de la ville de Souk-Ahras (77 %) en 2009 [42].

V.8.2. 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. Les résultats de l'analyse des concentrations en NO₂⁻ à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration d'Ain El houtz sont reportés sur la figure V.9.

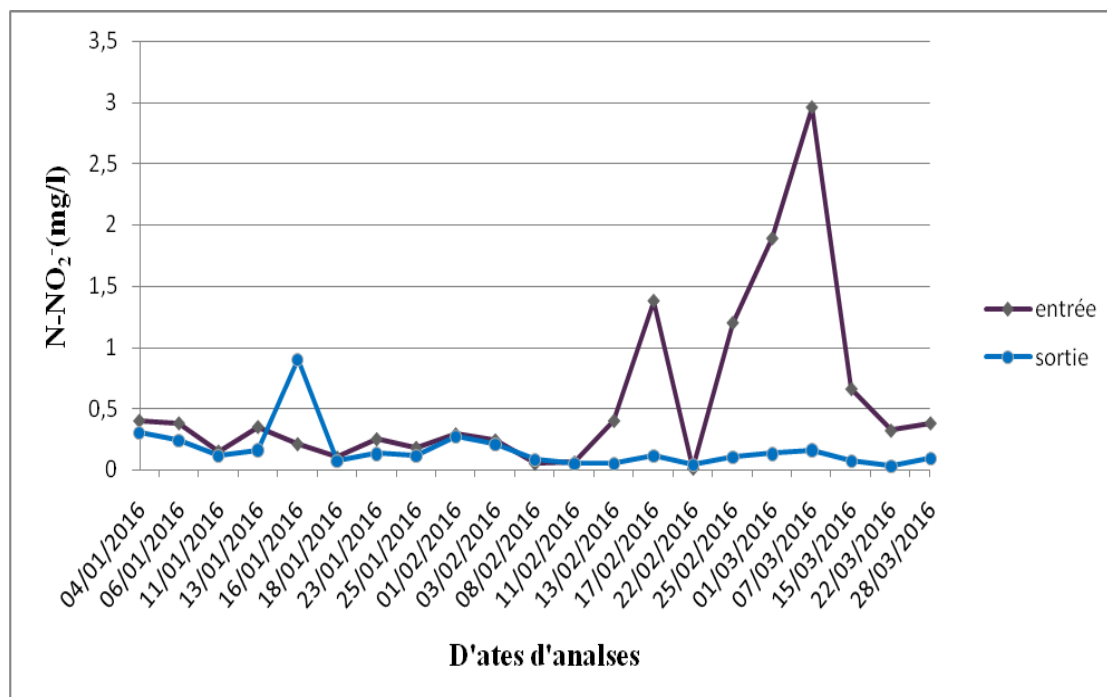


Figure V.9 : Variation de N-NO_2^- à l'entrée et à la sortie de la STEP.

La figure V.9 fait ressortir que les teneurs en (N-NO_2^-) dans l'eau brute varient entre 2.96 mg/l et 0.04 mg/l, soit une moyenne à l'entrée de 0.56 mg/l. Cependant à la sortie de la STEP, les valeurs du (N-NO_2^-) dans l'eau traitée se situent entre 0.9 mg/l et 0.03 mg/l, soit une moyenne à la sortie de 0.16 mg/l. Les faibles concentrations en Nitrites relevées au niveau des eaux usées de l'effluent étudié, pourraient être expliquées par le fait que l'ion Nitrite (NO_2^-) est un composé intermédiaire, instable en présence de l'oxygène, dont la concentration est généralement très inférieure à celle des deux formes qui lui sont liées, les ions nitrates et ammonium.

V.8.3. Nitrates (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 V.10 représente la concentration journalière des nitrates mesurés à l'entrée et à la sortie de la STEP

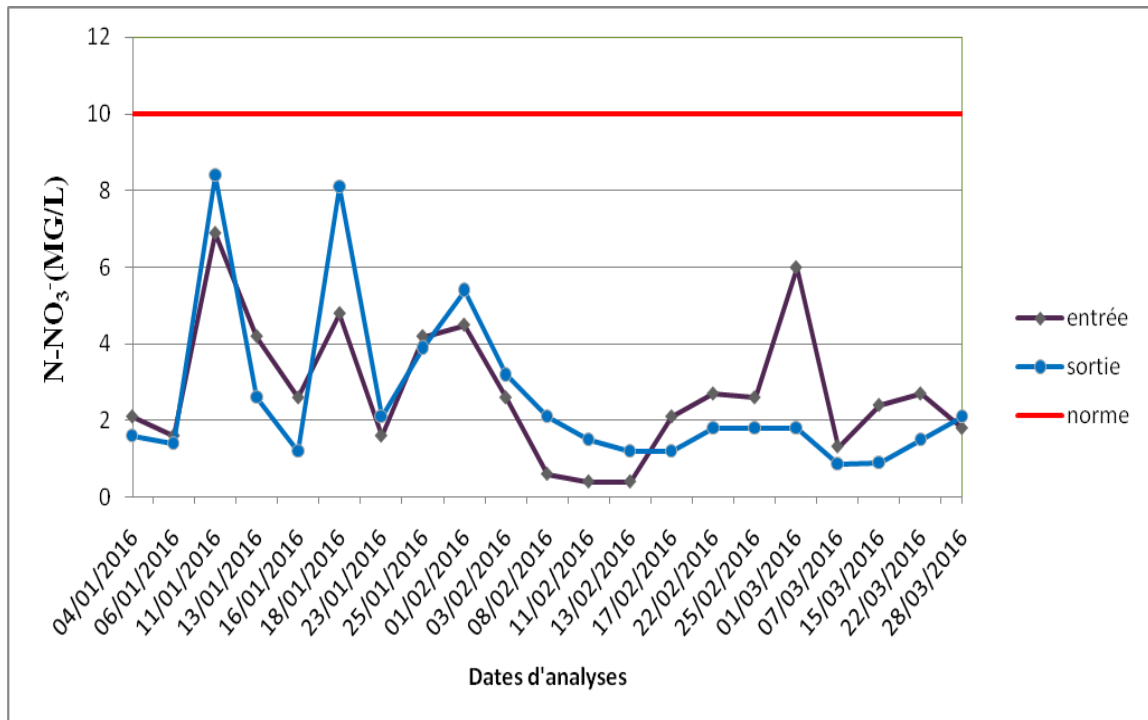


Figure V.10 : Variation de N-NO_3^- à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Les valeurs des nitrates obtenues, varient entre 0.6 mg/l et 6.9 mg/l à l'entrée et de 0.87 mg/l à 8.4 mg/l pour les eaux épurées, soit une moyenne à la sortie de 2.6 mg/l. L'augmentation insignifiante des teneurs en nitrates à la sortie de la STEP est due à la nitrification. Ces valeurs obtenues au niveau des eaux épurées demeurent inférieures à la norme Algérienne, qui est de 10 mg/l. Durant la période de notre étude s'étalant du 04-01-2016 au 13-02-2016, la quantité de la pollution azotée est élevée. La teneur en nitrates a augmenté après le traitement, et ce à cause de la nitrification, ce qui signifie que le taux d'oxygène dissous dans le bassin d'aération est suffisant et qu'il y'a eu une mauvaise dénitrification. Par contre à partir du 17-02-2016, les valeurs enregistrées dans le canal de rejet sont inférieures à celles de l'entrée, elles sont dues à une bonne dénitrification.

V.8.4. 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 (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-). L'azote ammoniacal (NH_4^+) représente à lui seul 70% de l'azote totale. Les rendements de l'abattement de l'azote minéral sont présents sur la figure V.11 :

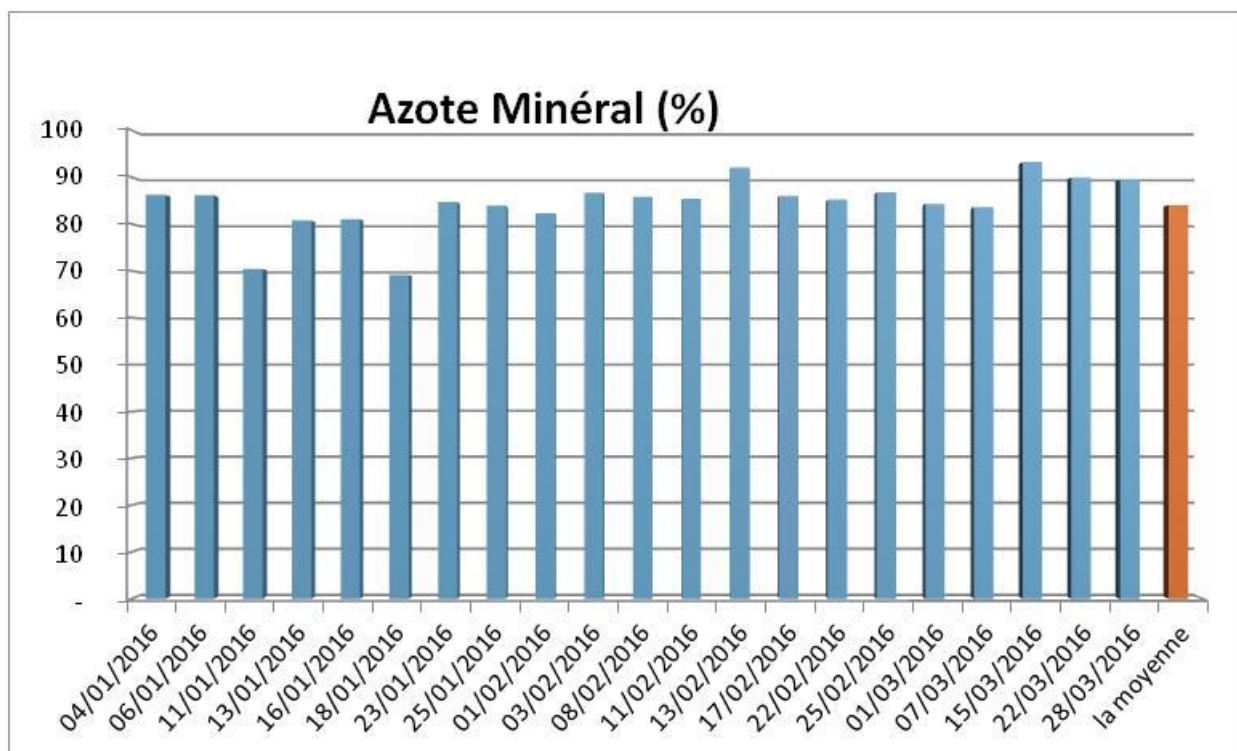


Figure V.11 : Abatement de l'azote minéral de la STEP

Les valeurs des rendements de l'abatement de l'azote minéral sont comprises entre un minimum de 73.5 % et un maximum de 93.9 %. Le rendement moyen durant cette période d'étude est de 85,66 %. Ces valeurs confirment la fiabilité du process et le bon fonctionnement de la STEP.

V.9. 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:

$$Cm = \frac{[DBO_5]Qj}{Vba MVS} \quad (V.1)$$

Avec :

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

Tableau VI.1 : Différents domaines des charges massique

Charges massiques (Kg DBO ₅ /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

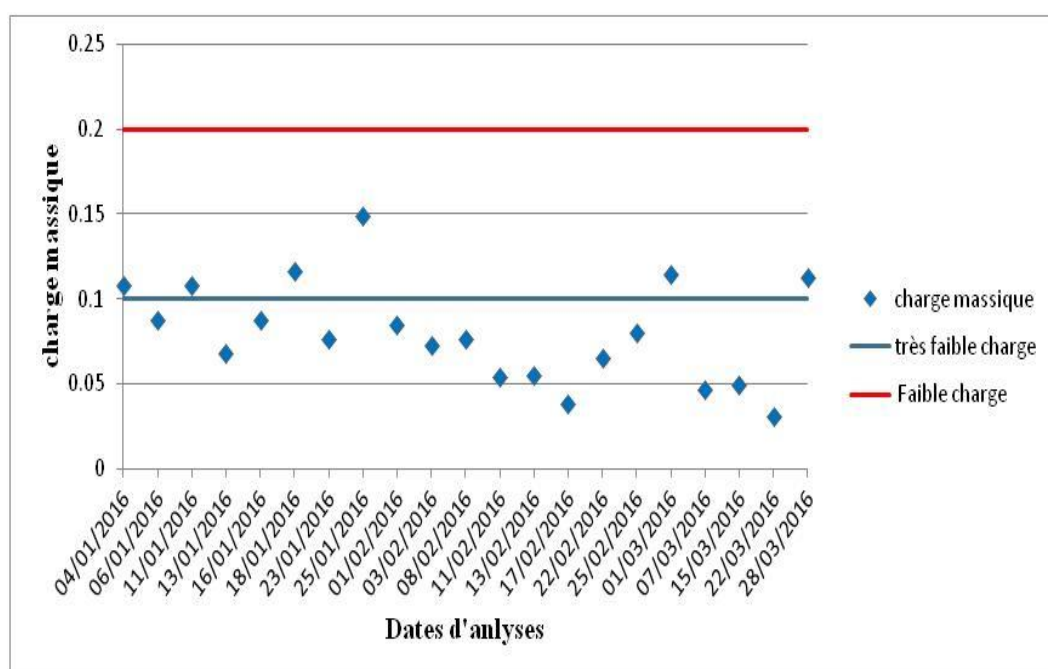


Figure V.12 : Variation de la charge massique (Cm) dans le bassin D'aération de la STEP.

La figure V.12 indique la variation de la charge massique dans le bassin d'aération. Les résultats obtenus font ressortir que la STEP d'Ain EL Houtz fonctionne correctement en faible charge. Ses charges mesurées sont toutes inférieures à 0.2 kg DBO₅/kg MVS.j. Plusieurs charges enregistrées sont même en dessous de celle fixée pour la très faible charge (< 0,1 kg DBO₅/kg MVS.j). La littérature rapporte que l'élimination de l'ammonium est presque complète (bonne nitrification) jusqu'à des charges de 0.3 kg DBO₅/kg MES.j (figure II.10).

V.10. Conclusion :

Au terme de cette étude, le travail effectué nous a permis de tirer les constats suivants :

- Les paramètres physiques pH, température et MES sont conformes aux normes des rejets;
- La DBO₅ et la DCO restent aux dessous de la norme fixée. Les rendements de l'abattement de la pollution de la DCO et la DBO₅ sont supérieures 90%, celui de l'élimination de la MES est de 92,92 % et pour l'azote minéral, elle se situ à 85.66% 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.

Conclusion générale

Les eaux usées sont très polluées, leurs rejets directement dans le milieu récepteur naturel engendre des problèmes de pollution et provoque eutrophisation des cours d'eau. Afin de préserver l'environnement, il est plus que nécessaire de procéder à un le traitement des eaux usées pour éliminer l'ensemble des éléments polluions avant leurs rejet. Dans notre étude on s'est intéressé à l'élimination de l'azote. L'élimination des polluions azotés s'effectue par le procédé biologique ou physico chimique.

Le réseau d'assainissement de la ville de Tlemcen est de type unitaire. Les débits collectés et évacués vers la station d'épuration d'Ain El Houtz sont variables dans le temps en fonction de la pluviométrie.

Au terme de cette étude, le travail effectué a permis d'acquérir l'ensemble des informations sur le fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées. Le bon fonctionnement et l'exploitation de cette station passe obligatoirement par une bonne connaissance du process d'épuration et des équipements de traitement. Il nécessite également une prise en charge sérieuse de l'activité maintenance.

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^-).

Les résultats des analyses effectuées durant cette période, ont permis de faire le constat suivant :

- Les paramètres physiques : PH et température sont dans les normes ;
- Les MES sont également dans la norme ;
- La DCO étant un paramètre indicateur de pollution, reste dans les normes,
- La DBO_5 est une anomalie importante détectée sur le fonctionnement de la station d'épuration .Les valeurs sont inférieur à la norme.
- les concentrations des paramètres Azotés (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-) à l'aval du procédé d'épuration, répondent aux normes de rejet requises.

Ces valeurs dénotent de la bonne performance épuratoire de la station en terme d'élimination des éléments azotés. Cette performance est due au bon dimensionnement des bassins biologiques, des systèmes d'aération et à l'adaptation des micro-organismes biodégradeurs de la matière organique. La qualité des effluents produits sont aptes à une réutilisation pour l'irrigation.

Les rendements de l'abattement de la pollution de la DCO et la DBO₅ sont supérieures 90%, celui de l'élimination de la MES est de 92,92 % et pour l'azote minéral, elle se situ à 85.66% Ces rendements sont acceptables.

Pour conclure, la station d'épuration d'Ain El Houtz fonctionne correctement en faible charge ($C_m < 0,2 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MVS.j}$). Pour optimiser d'avantage le fonctionnement de cette station, il est recommandé de :

- Installer un débitmètre à l'entrée de STEP pour bien maitriser les débits entrant.
- Régler le problème d'extraction de boue à partir de clarificateur
- Placer à l'entrée un détecteur des carboné pour augmenté l'auto surveillance.
- Placer des agitateurs (mélangeurs) dans la zone anoxie.

[1] MANCER halima , analyse du pouvoir epurateur de quelques plantes macrophytes dans les regions arides , faculté des sciences exactes, des sciences de la nature et de la vie, université mohamed khider biskra 2010,101 pages.

[2] GAÏD Abdelkader, Traitement des eaux résiduaires, Editions T.I., 31 pages.

[3] PHILIPPE Douchéne CEMAGREF, élimination de l'azote dans les station d'épuration biologique des petite collectivités, doucement technique FNDAE n°10 ,décembre 1990,29 pages.

[4] DERONZIER Gaëlle, SCHETRITE Sylvie, RACAULT Yvan, CANLER Jean-Pierre, LIENARD Alain, HEDUIT Alain, DUCHENE Philippe, Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, FNDAE n° 25, 79 pages.

[5] 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.

[6] CHOUBERT Jean-Marc, Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées a basse température, l'université LOUIS PASTEUR – STRASBOURGI, Ecole Doctorale Sciences Pour l'Ingénieur ULP – ENSAIS – ENGEES – URS, 2002, 265 pages.

[7] OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, conception et dimensionnement (Nitrification - Dénitrification – Déphosphatation) , 05/04/2005 , 53 pages.

[8] C.C.I TROYES, eaux usees et assainissement les traitements adaptes, 2002,31 pages.

[9] BOUGHERARA Hassina, La biodégradation par culture mixte en réacteur batch, département de chimie, université Mentouri Constantine, 87pages.

[10] GAÏD Abdelkader, Epuration biologique des eaux usées urbaines, tome2, office des publications universitaires (Alger), 1984, 234 pages.

[11] MAMMERI lamia, etude de la reaction de denitrification par l'utilisation du succinate de sodium comme source de carbone, universite mentouri constantine, 2007.85 pages.

[12] DEGREMONT, Mémento technique de l'eau, dixième édition, tome1, 2005, 785 pages.

[13] BOUMEDIENE Mohammed El Amin, Bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées : cas de la STEP Ain El Houtz, département hydraulique, université de Tlemcen, 2013, 39 pages.

[14] Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, agence de l'eau, Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées, 1991, 41pages.

[15] BECHAC J.P, traitement des eaux usées,edition eryolles, 2 éme édition ,1987.

[16] Hatem Dhaouadi, Traitement des Eaux Usées Urbaines « Les procédés biologiques d'épuration », Université Virtuelle de Tunis, 2008,30 pages.

[17] CHAIB A, bio épuration par lagunage naturel, bulletin des énergies renouvelable, N°5 ,2004.

[18]MOHEL MICHEL A ,KANE ,MANSOUR(2 IE, institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement,1998,

[19] BAHA souad, BENSARI Fatima, épuration des eaux usées domestique par les boues actitées : étude de la performance de la STEP d'ain Houtz dans la wilaya de tlemcen, Université de Tlemcen,23/06/2014,79 pages.

[20] BENSABER Kheira, LEBBAD Fatiha, Etude des performances épuratoires d'une station d'épuration à boues activées (cas de la STEP de Maghnia), département hydraulique, université de Tlemcen, 2005, 55 pages.

[21] EDELINE, Francis. L'épuration biologique des eaux résiduaires. Théorie et technique, Edition CEBEDOC, 1980.

[22] Belakeb Hafida et Lardjam Amina «Suivi des analyses des rejets liquides au niveau du complexe GP2/Z» memoire d'ingenieur d'etat en Chimie,USTO-Oran,2007-2008.

[23] BOEGLIN, Jean-Claude. Traitement biologique des eaux residuaires. Revue technique de l'ingénieur, 10 Decembre 1998.

[24] MABROUK Ayoub, application de la nitrification dénitrification dans le traitement des eaux usées, Université Chouaib Doukkali, Licence fondamentale ,2009.

[25] BIOMA-CO, Ecologie Notions techniques et pratiques sur l'épuration de l'eau et l'évacuation des boues, Switzerland., 2006,26pages.

[26] KOUAKOU Edouard, étude de la nitrification partielle d'eaux ammoniacales dans un bioréacteur membranaire, Université de Liège, 2007,233pages.

[27] HENZE M, HARREMOES P, JANSEN J.L.C, ARVIN E,wast water treatment biological and chemical processes,springs,1996,114pages.

[28] SLIMANI Sara, ZEROUALI Bahya ,Etude bibliographique sur l'élimination de l'azote en station d'épuration, Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen ,2014,34 pages.

[29] SOCIETE ANONYME DE GESTION DES EAUX DE PARIS, traitement de Potabilisation des eaux de surface élimination des ions ammonium, 2006,44pages.

[30] ZIOUECHE Fatima Zohra, CHEKKAF Omar, L'élimination de l'azote et phosphore des stations d'épuration, département hydraulique, université de Tlemcen, 2009, 39 pages.

[31] ONA, Fiche technique de la station d'épuration STEP de Ain El Houtz de la ville de Tlemcen, 2005.

[32] Document technique, office international de l'eau, conception / dimensionnement, Caractérisation des eaux usées, 2005,105 pages.

[33] Document technique, ONA Office National d'assainissement pour la récupération et l'élimination des déchets, Laboratoire ONA– STEP -Tlemcen jour d'exploitation, 2014.

[34] BOUAKKAZ Abdellatif, Contribution de la filtration sur sable dans l'amélioration de la qualité des eaux issues des stations d'épuration à boues activées: Application sur les eaux épurées de la STEP d'Ain El Houtz, Université Abou-Baker Belkaid de Tlemcen, 2013, 93pages.

[35] ONA, fiche technique, S T E P de Tlemcen ,06pages.

[36] MILOUD SIFI Kada, BERRAHAL Nabil, ETUDE DE L'EXTENSION DE STATION D'AIN EL HOUTZ, Université Abou-Baker Belkaid de Tlemcen, 2014,83pages.

[37]RAYMOND, D., Le traitement des eaux, édition presses internationales Polytechnique, Paris 2010.

[38] Faby J.A., Brissaud F. (1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau.

[39]RODIER J, Analyse de l'eau: Eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer, Ed, Dunod Bordas, Paris, 7^{ème} édition, 1984, 1365pages.

[40] LAKHDARI bouazza, Effet de la coagulation-floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz, Université Abou-Baker Belkaid de Tlemcen, 2011.87 pages.

[41] RAKREK Zakaria, La station d'épuration de Chlef performances épuratoires et rendements, Master Hydraulique, Université de Tlemcen, 2013,86 pages.

[42] SAHTOUT Naziha, Etude de station de traitement des eaux à boues activées : Optimisation de l'aération et la clarification en vue d'une bonne décantabilité des boues, UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA, 2012,86pages.