

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE



ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
DEPARTEMENT D'HYDRAULIQUE



Projet de Fin d'Etude

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME
D'INGENIEUR D'ETAT EN HYDRAULIQUE

Présenté par

BOUMALEK Walid

*Etude des indicateurs de performance de la station
d'épuration de la ville de Jijel*

Proposé par : Mr : M.NAKIB

Dirigé par : Mr : M.NAKIB et Mr : A.KETTAB

Promotion 2014

Dédicace

Je dédie ce travail à :

Mes chers parents qui m'ont toujours soutenue tout au long de ma formation scolaire et universitaire à qui je serais éternellement reconnaissant. Que dieu puisse leur accorder longue vie afin qu'ils puissent trouver en moi toute gratitude et l'attention voulue.

Mes chères sœurs Imen et Zineb

Mes chers frères Amine , Oussama et Ramí

Mes chers amis Cherif, Walid, Lounis et Boumedién

Mes camarades de la promotion 2014

Remerciements

Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans l'aide de Dieu, le tout puissant, pour m'avoir donné la santé, le courage, la patience, la volonté et la force nécessaires, pour venir à bout de toutes les difficultés que j'ai dû croiser tout au long de mon chemin d'étude.

Je souhaite exprimer mon plus profond remerciement à mon promoteur Mr.NAKIB, pour son suivi au quotidien, pour ses conseils, sa disponibilité, son travail constructif et pour toute la confiance qu'il a su me témoigner à travers l'autonomie qu'il m'a accordée durant cette étude.

Je tiens aussi à remercier Mr A.KETTAB pour ses conseils et son encouragement

Enfin, cordialement, je remercie l'ensemble de mes professeurs du département hydraulique à l'école nationale polytechnique :

*Mr A.BERMAD, chef du département hydraulique,
Mme BENMAMAR , Mr BENZIADA, Mr N.DACHEMI, Mr
BELHADJ et Mr MESSAHLI, , Mr BERKANI , Mr NEBBACH.*

ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى الكشف عن الاختلال الوظيفي و التقني لمحطة معالجة مياه الصرف لمدينة جيجل و هذا إسنادا إلى بعض مؤشرات الأداء ، و في هذا الإطار قمنا بحساب نسب مختلف عوامل التلوث و من ثم قمنا بتحليلها و تفسيرها و من خلا لها توصلنا الى نتيجة تواجدها بعض المشاكل التقنية في أداء المحطة.

ولتصحيح هذا الوضع قمنا باقتراح بعض الحلول التي رأيناها مناسبة، وهذا من أجل تحسين أداء هذه المحطة

الكلمات المفتاحية : محطة معالجة الصرف الصحي ، الرابطة - جيجل ، مؤشرات الأداء، مياه الصرف .

Résumé

Le présent travail a pour objectif la détection des dysfonctionnements de la station d'épuration d'Elrabta-Jijel en se basant sur quelques indicateurs de performance. Dans ce cadre nous avons suivi le fonctionnement de la STEP en examinant et en interprétant les paramètres de pollution. Par suite nous avons calculé quelques ratios à travers les quels nous avons détecté quelques anomalies.

Pour pallier à cette situation nous avons recherché les causes principales de ces dysfonctionnements et proposé une approche afin d'optimiser le fonctionnement de cette station.

Mot clé : station d'épuration, Elrabta-Jijel , indicateurs de performance, eau usée

Summary

This work aims at detecting failures of the purification station of Elrabta-Jijel based on some performance indicators. Within this framework we monitored the operation of the station by examining and interpreting the pollution parameters. As a result we have calculated some ratios through which we have detected some abnormalities.

To remedy to this situation we investigated the main causes of these problems and proposed an approach to optimize the operation of this station.

Keyword : treatment plant, Elrabta-Jijel, performance indicators, waste wate

Sommaire

Introduction général	1
Chapitre I : Caractérisation de la pollution des eaux usées	2
I.1. Introduction	3
I.2. La pollution de l'eau	3
I.2.1. Définition et caractéristiques de la pollution	3
I.2.2. Evolution historique des techniques de dépollution	4
I.2.2. Différentes sources de pollution de l'eau	5
I.3. Les eaux résiduaires	6
I.3.1. Définition des eaux usées	6
I.3.2. Origine et quantité Les eaux usées	6
I.4. Classification des polluants	7
I.4.1. Matière organique ou minérale	8
I.4.2. Matière soluble ou insoluble	8
I.4.3. Matières toxiques ou non toxiques	8
I.4.4. Matière inerte ou vivante	8
I.4.5. Selon la température	8
I.5. Principaux paramètres de la pollution	9
I.5.1. Les paramètres physico-chimiques	9
I.5.2. Les paramètres de la pollution particulaire	11
I.5.3. Les paramètres de la pollution organique globale	13
I.5.4. Les paramètres de la pollution dissoute	14
I.5.5. Les paramètres toxiques	17
I.5.6. Les paramètres microbiologiques	18
I.6. Conclusion	19
Chapitre II : Filières du traitement	20
II.1. Introduction	21
II.2. Implantation d'une station d'épuration	21
II.3. Choix du type de station d'épuration	21

II.4. Collecte des eaux usées.....	22
II.4.1. Système unitaire.....	22
II.4.2. Système séparatif.....	22
II.5. Procédés d'épuration des eaux usées.....	22
II.5.1. Prétraitement.....	23
II.5.2. Traitement primaire.....	25
II.5.3. Traitement secondaire.....	27
II.5.4. Le traitement tertiaire.....	35
II.5.5 Le traitement complémentaire.....	40
II.6. Conclusion.....	42
Chapitre II : Indicateur de performance (Ratios de diagnostic).....	43
III.1. Introduction.....	44
III.2. Intérêts des indicateurs de performances.....	44
III.3. Indicateurs de performance (Ration de diagnostic).....	44
III.3.1. Rapport DCO/DBO5.....	44
III.3.2. Rapport MES/DBO5.....	45
III.3.3. Rapport DBO5 / N-NH ₄ ⁺ / P-PO ₄ ³⁻	45
III.3.4. Rapport MVS/MES.....	45
III.3.5. Rapport DCO/PT et DBO5/PT.....	45
III.3.6. Rapport NH ₄ ⁺ /NTK.....	46
III.3.7. Rapport DBO5/ NTK.....	46
III.3.8. Rapport DCO/NTK.....	46
III.3.9. Rapport DBO5 / N à dénitrifier.....	46
III.3.10. Production des boues primaires /production des boues primaires théoriques...46	
III.3.11. Rapport MS (extraites)/DCO.....	46
III.3.12. Rapport Polymère /MS (déshydratées).....	47
III.4. Conclusion.....	49
Chapitre IV: Présentation de la STEP d'Elrabta-Jijel.....	50
IV.1. Présentation de la wilaya de Jijel.....	51
IV.2. Office National de l'Assainissement (ONA).....	51
IV.2.1 Les missions de l'office national de l'assainissement.....	51
IV.3. Localisation de la station d'épuration d'Elrabta.....	52

IV.4. Construction et choix d'implantation et de la STEP.....	52
IV.5. Caractéristiques générales de la STEP d' Elrabtata-Jijel.....	53
IV.6. Caractéristiques techniques de STEP.....	53
IV.6.1. Charge hydraulique.....	54
IV.6.2. Charge polluantes.....	54
IV.6.3. Qualité de l'effluent a rejeté.....	55
IV.7. Collecte des eaux résiduaires.....	55
IV.8. Procédé d'épuration.....	56
IV.9. Procédé de traitement et description des ouvrages de la station.....	57
IV.9.1. Déversoir d'orage.....	57
IV.9.2. Station de relevage.....	57
IV.9.3. Prétraitement.....	57
IV.9.4. Le Dégrillage.....	58
IV.9.5. Le dessablage-déshuilage.....	59
IV.9.6. Le traitement biologique.....	60
IV.9.7. Décanteur secondaire.....	61
IV.9.8. Désinfection.....	61
IV.9.9. Le traitement des boues.....	62
IV.10. Laboratoire d'analyses de la STEP.....	64
IV.10.1. Méthode potentiométrique.....	64
IV.10.2.Méthode gravimétrique.....	64
IV.10.3. Méthode colorimétrique.....	65
V.10.4. Méthode volumétrique.....	65
IV.10.5. Méthode manométrique (DB05).....	65
Chapitre V : Résultats et discussions.....	67
V.1. File eau.....	68
V.1.1. Evolution de la charge hydraulique.....	69
V.1.2. Taux de dilution.....	70
V.1.3. Les paramètre physico chimiques.....	72
V.1.4. Les paramètres de la pollution particulière.....	76
V.1.5. Evolution des paramètres de la pollution organique globale.....	77
V.1.6. Evolution des paramètres de pollution dissoute.....	79
V.1.7. Indicateurs de performance (rapports entre les paramètres de pollution).....	83

V.2. File énergie.....	89
V.2.1. Energie électrique totale consommée.....	89
V.2.2. Efficacité de l'énergie hydraulique mensuel.....	89
V.2.3. Ratio kWh /m ³ en comparaison avec l'aération.....	90
V.2.4. kWh total consommés /kg DCO éliminée.....	91
V.2.5. Efficacité énergétique épuratoire.....	91
V.2.6. Comparaison entre la consommation totale d'énergie et le volume des boues déshydratées.....	92
V.2.7. Efficacité de l'énergie hydraulique annuel.....	93
V.3. Discussion.....	93
V.4. Les différents problèmes et anomalies notés pendant la période étudiée.....	94
V.5. Quelques dysfonctionnements et problèmes techniques.....	95
V.6. Quelques recommandations et proposition en vue de l'optimisation.....	96
Conclusion général	97
Annexe I. Réalisation de 34 stations d'épurations avec une capacité totale de 4000000 EH..	99
Références bibliographiques	100

Liste des tableaux

Tableau I.1. Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres physico – Chimiques.....	10
Tableau I.2. Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution particulaire de l'eau (Source OMS).....	12
Tableau I.3. Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution organique de l'eau (Source OMS).....	14
Tableau I.4. Terminologie des formes de l'azote.....	15
Tableau I.5. Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution dissoute de l'eau (Source OMS).....	16
Tableau III.1. Limites de variation et signification des ratios.....	47
Tableau IV.1. Caractéristiques générales de la station d' Elrabta-Jijel.....	53
Tableau IV.2. Valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP d' Elrabta-Jijel (Document de la STEP).....	54
Tableau IV.3. Caractéristiques de l'eau brute (Document de la STEP).....	54
Tableau IV.4. Caractéristiques de l'eau épurée selon les normes de la STEP (Document de la STEP).....	55
Tableau IV.5. les dimensions du bassin d'aération.....	61
Tableau V.1: Paramètres globaux en entrée et en sortie de la STEP, de Novembre 2008 jusqu'à Août 2009.....	68
Tableau V.2 : Paramètres supplémentaires.....	69
Tableau V.3. Taux de dilution.....	70
Tableau V.4 : Evolution du rapport C/N/P de Mai 2009 à Août 2009.....	84
Tableau V.5. Dysfonctionnements existants à la STEP de la STEP d'Elrabta –Jije et leurs conséquences.....	95

Liste des figures

Figure I.1. Débouche du Cloaca maxima dans le Tibre, Rome.....	4
Figure II.1. Réseaux unitaire et séparatif	22
Figure II.2. Dégrilleur manuelle.....	23
Figure II.3. Dégrilleur courbe.....	23
Figure II.4. Désableur-déshuileur couloir	25
Figure II.5. Décanteur primaire avec pont racleur.....	26
Figure II.6. Décanteur lamellaire à recirculation de boues.....	26
Figure II.7. Lit bactérien avec garnissage traditionnel.....	29
Figure II.8. disques biologiques.....	30
Figure II.9. Bassin d'aération	31
Figure II.10. Schéma d'un biofiltre.....	31
Figure II.11. Schéma du procédé d'infiltration percolation sur sable.....	32
Figure II.12. Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal/vertical.....	33
Figure II.13. Schéma d'une lagune naturelle.....	34
Figure II.14. Lagune aérée.....	34
Figure II.15. Lagune à macrophytes.....	34
Figure II.16. Table d'égouttage.....	42
Figure II.17. Déshydratation des boues.....	42
Figure IV.1. Station d'épuration d'Elrabta de la ville de Jijel.....	52
Figure IV.2. Schéma synoptique du système d'assainissement de la ville de Jijel.....	56
Figure V.3. schéma des procédés de traitement au niveau de la STEP.....	56
Figure IV.4. Déversoir d'orage muni d'une vanne de régulation de débit.....	57
Figure IV.5. Station de relevage.....	57
Figure IV.6. entrée des eaux usées.....	57

Figure IV.7. schéma de différentes étapes de prétraitement au niveau de la STEP.....	58
Figure IV.8. dégrilleur grossier.....	58
Figure IV.9. Dégrilleur fin.....	59
Figure VI.10. Dessableur-Déshuileur.....	59
Figure IV.11. Ouvrage de répartition (puits de contact)	60
Figure IV.12. Bassin d'aération	60
Figure IV.13. Décanteur secondaire.....	61
Figure IV.14 bassins de désinfection.....	61
Figure IV.15. Epaisseur.....	62
Figure IV.16. System de pompage pour l'aspiration des boues en excès.....	63
Figure IV.17. Presse de déshydratation.....	63
Figure IV.18. lits de séchage.....	63
Figure IV.19. PH mètre.....	64
Figure IV.20. conductivimètre.....	64
Figure IV.21. pompe de filtration.....	64
Figure IV.22. spectrophotomètre.....	65
Figure IV.23. Eprouvette.....	65
Figure IV.24. Appareil DBO trak et réfrigérateur.....	65
Figure V.1. Evolution du débit d'entrée de la STEP d' Elrabta-Jijel (Novembre 2008 à Août 2009)	69
Figure V.2. Evolution du taux de dilution dans la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).....	71
Figure V.3. Représentation graphique de l'évolution de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).....	72
FigureV.4. Représentation graphique de l'évolution du pH à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).....	73

Figure V.5. Représentation graphique de l'évolution de la CE à l'entrée et à la sortie de la STEP Elrabta-Jijel (novembre 2008 à Août 2009).....	74
Figure V.6. Représentation graphique de l'évolution de la concentration d'oxygène dissous au niveau de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).....	75
Figure V.7. Evolution de la concentration des MES à l'entrée et à la sortie de la STEP d' Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	76
Figure V.8. Evolution de la concentration de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP d' Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	77
FigureV.9. Evolution de la concentration de la DBO ₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	78
Figure V.10. Evolution de la concentration du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	79
FigureV.11. Evolution de la concentration de l'ammonium à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	80
FigureV.12. Evolution de la concentration de nitrate à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (Janvier2008 à Août 2009)	81
Figure V.13. Evolution de la concentration de nitrate à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (Février 2009 à Août 2009).....	82
FigureV.14. Evolution du rapport de biodégradabilité à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	83
Figure V.15. Evolution du rapport MES/DBO ₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	85
Figure V.16. Evolution du rapport NH ₄ ⁺ /NTKà l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	86
Figure V.17. Evolution du rapportDCO /NTK à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	87
FigureV.18. Evolution du rapport DCO/P à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	88
FigureV.19. Evolution de la consommation énergétique totale de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	89

Figure V.20. Evolution de l'efficacité de l'énergie hydraulique mensuel de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)	89
Figure V.21. Evolution du ratio kWh total consommés par la station / kgDBO ₅ éliminées pour la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	90
Figure V.22. Evolution du ratio kWh total consommés par la station / kg DCO éliminées de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	91
Figure V.23. Evolution du ratio kWh total consommés par la station / kgDBO ₅ éliminées pour la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009).....	91
Figure V.24. Comparaison entre l'évolution de la consommation total d'énergie et le volume des boues déshydratées(décembre 2008 à Août 2009)	92
Figure V.25. Evolution de l'efficacité de l'énergie hydraulique annuel de la STEP d'Elrabta- Jijel.....	93

Liste des abréviations

AFNOR : Association française de normalisation

Ba: Bassin d'aération

CE : Conductivité électrique

Cm : Charge massique

COT : Carbone organique total

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène

DCO : Demande chimique en oxygène

DTO : Demande total en oxygène

EH : Equivalent habitant

FAO : Food and Agriculture Organization

IB : Indice de boues

IM : Indice de Mohlmann

MES : Matières en suspension

MM : Matières minérales

MS : Matière sèche

MVS : Matières volatiles en suspension

NH₄⁺ : Ammonium

NO₃⁻ : Nitrate

NO₂⁻ : Nitrite

NTK : Azote Kjeldahl

OMS : Organisation mondiale de la santé

ONA : L'Office National de l'Assainissement

PH : Potentiel d'Hydrogène

P_T : Phosphore total

PO4 : Ortho phosphates

Q : Débit d'eau

STEP : Station d'épuration des eaux usées

μS : Micro siemens

Notation

Symbole	Unité	Définition
E	kWh	Energie électrique
Ec	μs/cm	Conductivité électrique
Q	m ³ /j	Débit journalier
V	m ³	Volume d'eau usée

Glossaire

Abrasion : processus dans lequel des particules de matière quelconque cessent progressivement de se déplacer et se réunissent en couches.

Aérobic : l'aérobic correspond à la présence d'oxygène libre dans un milieu.

Ammonium (NH₄⁺) : L'ion ammonium correspond à la forme réduite de l'azote. Ce composé azoté est caractéristique des eaux résiduaires où il est associé à l'azote organique.

Anaérobic : l'anaérobic se caractérise par l'absence d'oxygène et de nitrate.

Anoxie : l'anoxie se caractérise par l'absence d'oxygène et la présence de nitrates.

Azote Kjeldhal (NK) : L'azote Kjeldhal mesure l'azote organique et l'azote ammoniacal. C'est une valeur importante pour la protection du milieu aquatique car sa transformation détruit l'équilibre biologique à l'aval du rejet.

Biodégradabilité : elle caractérise la capacité d'un élément à être dégradé par des êtres vivants.

Charge massique : rapport entre la nourriture (le poids de DBO₅ éliminé journalièrement dans le bassin d'aération) et les bouches à nourrir (le poids de micro-organismes (MVS) contenu dans ce bassin).

Charge volumique : rapport entre le poids de DBO₅ éliminé journalièrement dans le bassin d'aération et le volume du bassin d'aération.

Décantation : opération de séparation mécanique, sous l'action de la gravitation, de plusieurs phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide.

Eutrophisation : un lac est dit eutrophie, ou en état d'eutrophisation, lorsqu'il possède une végétation aquatique développée, au fond vaseux riche en matières putrescibles, pauvre en oxygène, par opposition à un lac oligotrophe, aux eaux claires, pauvres en sels nutritifs et riches en oxygène.

Hydrophobe : qualifie une substance qui ne se dissout pas l'eau et qui n'a aucune affinité avec elle.

Nitrates (NO₃⁻) : Forme finale de l'oxydation de l'azote, les nitrates sont des éléments nutritifs pour les végétaux.

Introduction générale

La rareté des ressources en eaux conventionnelles ainsi que la détérioration de leur qualité, constituent un défi majeur pour le XXI^e siècle et représentent pour l'Algérie en particulier, en vertu de son climat méditerranéen aride à semi-aride, un souci majeur et une importante préoccupation limitant la mise en œuvre des programmes hydrauliques, ce qui affecte négativement le bien-être des citoyens et menace l'avenir des générations futures. Cette rareté est aggravée par la forte pression sur le potentiel en eau en raison de la progression démographique, la pollution industrielle et domestique et la surexploitation des nappes souterraines notamment dans les régions agricoles.

Par ailleurs, la détérioration de la qualité des ressources en eau, suite à l'activité humaine, constitue une menace aussi importante que celle liée au déséquilibre quantitatif qui existe entre le renouvellement de la ressource et les prélèvements. En effet, le problème de pollution des ressources en eau généré par les rejets urbains et par l'activité industrielle et agricole, diminue le potentiel des ressources hydriques de bonne qualité. La pollution risque de constituer, à court terme, un risque de pénurie d'eau accentué, imposant la nécessité de protéger cette ressource contre toute altération et utilisation irrationnelle.

L'intérêt porté par les pouvoirs publics algériens au traitement des eaux usées s'est manifesté par l'allocation de crédits importants à la réalisation de stations d'épurations qui sont en nombre de 134 selon l'Office National d'Assainissement, (19 décembre 2011). Le taux de raccordement à l'égout est de 87% à l'échelle nationale (au 30 novembre 2011) et 1,2 milliard de m³ d'eaux usées sont collectées annuellement au moyen de 41 000 km de réseau.

Parmi les 134 stations qui sont en exploitation 75 sont gérées par l'Office national d'assainissement, elles totalisent une capacité installée de traitement de 12 millions d'équivalent-habitants et un débit nominal de presque 2 millions de m³ par jour ou 700 millions de m³ par an.

Dans les 14 wilayas côtières, 38 stations d'épuration sont en exploitation, dont 25 sont gérées par l'ONA et les autres par les sociétés par actions ou par les entreprises de réalisation seulement, ces réalisations n'ont pas été suffisantes pour atteindre l'objectif de protéger l'environnement d'une manière générale et les ressources hydriques en particulier : (Niveau de pollution alarmant les cours d'eau et pollution des réserves souterraines par les nitrates et les métaux lourds). La politique de valorisation des eaux usées est nécessaire d'autant plus que celles-ci une fois traitées, pourraient constituer une source non négligeable pouvant participer à la réduction du déficit du bilan hydrique par sa valorisation en irrigation et d'autres usages.

Chapitre I

Caractérisation de la
pollution des eaux usées

I.1. Introduction

Le respect de la santé publique et la protection des milieux naturels qui reçoivent les eaux usées sont des contraintes auxquelles doit répondre l'assainissement. En effet le développement de certaines épidémies au cours des siècles précédents, était dû à l'absence de traitement des eaux usées. Depuis quelques années en Algérie, une dégradation progressive de la qualité des eaux de surface et des nappes souterraines, est due à la multiplication des rejets non traités.

Nous allons voir dans ce chapitre des généralités et quelques chiffres sur la situation actuelle de la pollution des eaux ainsi que les paramètres et les techniques d'évaluation de sa pollution ainsi que les impacts associés.

I.2. La pollution de l'eau

I.2.1. Définition et caractéristiques de la pollution

La pollution de l'eau est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et les eaux souterraines. [1]

La pollution de l'eau se manifeste principalement dans les eaux de surface par :

- **Une diminution de la teneur en oxygène dissous** : les matières organiques essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture, peuvent devenir un élément perturbateur quand leur quantité est trop importante. Parmi les substances qui entraînent une importante consommation d'oxygène, notons en particulier les sous-produits rejetés par l'industrie laitière, le sang rejeté par l'industrie de la viande, les déchets contenus dans les eaux usées domestiques, etc. Cette diminution de l'O₂ dissous peut provoquer dans certains cas des mortalités importantes de poissons. [1]
- **La présence de produits toxiques** : ces substances provoquent des effets qui peuvent être de deux formes : effet immédiat ou à court terme conduisant à un effet toxique brutal et donc à la mort rapide de différents organismes et effet différé ou à long terme, par accumulation au cours du temps, des substances chez certains organismes. La plupart des produits toxiques proviennent de l'industrie chimique, de l'industrie des métaux, de l'activité agricole et des décharges de déchets domestiques ou industriels. [1]
- **Une prolifération d'algues** : bien que la présence d'algues dans les milieux aquatiques soit bénéfique pour la production d'oxygène dissous, celles-ci peuvent proliférer de manière importante et devenir extrêmement gênantes en provoquant le processus d'eutrophisation. [1]

- **Une modification physique du milieu récepteur** : le milieu peut être perturbé par des apports aux effets divers : augmentation de la turbidité de l'eau (ex. lavage de matériaux de sablière ou de carrière), modification de la salinité (ex : eaux d'exhaure des mines de sel), augmentation de la température (ex. eaux de refroidissement des centrales nucléaires). [1]
- **La présence de bactéries ou virus dangereux** : les foyers domestiques, les hôpitaux, les élevages et certaines industries agro-alimentaires rejettent des germes susceptibles de présenter un danger pour la santé. [1]

I.2.2. Evolution historique des techniques de dépollution

Les techniques de lutte contre la pollution des eaux sont très anciennes, on a trouvé des égouts d'évacuation des eaux sanitaires dans les ruines des cités préhistoriques de Crète et dans les cités antiques d'Assyrie. La construction de grands collecteurs comme la « Cloaca Maxima » à l'embouchure du Tibre a été entreprise par les Romains pour évacuer les eaux usées et pluviales. Bien que la fonction première de ces canalisations fût le drainage, l'habitude qu'avaient les Romains de déverser les ordures dans la rue obligeait à rejeter d'importantes quantités de matières organiques avec les eaux de pluie. Vers la fin du Moyen Âge, les celliers privés souterrains et plus tard les fosses de décantation se sont développés en Europe. Lorsque ces conteneurs étaient pleins, les responsables de l'assainissement évacuaient les dépôts aux frais du propriétaire. Les déchets étaient utilisés comme fertilisants sur les champs avoisinants ou déversés dans les cours d'eau ou sur des terres inoccupées. [2]



Figure I.1 : Débouché du Cloaca maxima dans le Tibre, Rome

Quelques siècles plus tard, on assiste à nouveau à la construction de déversoirs d'orage, le plus souvent sous la forme de conduites ouvertes ou de caniveaux dans les rues. Initialement, il était interdit de déposer quelque déchet que ce fût dans ces égouts, mais, vers le XIXe siècle, on s'est rendu compte que la santé publique pouvait être améliorée si l'on évacuait dans les déversoirs d'orage les ordures domestiques pour que celles-ci soient éliminées rapidement ; entre 1859 et 1865, un système de ce type a été mis au point par Joseph Bazalgette pour détourner les eaux pluviales et les déchets en aval de la Tamise à Londres. Le développement des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau et de la plomberie domestique a permis l'apparition des toilettes à chasse d'eau et des systèmes modernes d'évacuation. En dépit des critiques émises, selon lesquelles les systèmes d'évacuation des eaux sanitaires gaspillaient les ressources, représentaient des risques pour la santé et étaient onéreux, de nombreuses villes s'en sont équipées. [2]

Au début du XXe siècle, quelques villes et industries ont commencé à s'apercevoir que le déversement direct des égouts dans les cours d'eau était néfaste ; cela a conduit à la construction d'installations de traitement des eaux usées. C'est à peu près à cette époque que la fosse septique a été introduite comme moyen de traitement des eaux domestiques rejetées par les ménages, tant dans les zones suburbaines que rurales. Dans les travaux publics de traitement des eaux usées, on a d'abord eu recours à la technique du filtre percolateur puis, entre les années 1920 et 1930, les procédés par boues activées, amélioration notable, se sont développés et ont commencé à être utilisés dans de nombreuses villes. Depuis les années 1970, un stade plus poussé du traitement chimique, par chloration essentiellement, s'est généralisé dans le monde industriel. [2]

I.2.2. Différentes sources de pollution de l'eau

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine, elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes.

En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes :

I.2.2.1. La pollution chimique

Cette pollution est due aux utilisations d'engrais, aux rejets de produits chimiques utilisés dans l'industrie mais également aux rejets domestiques. Ces différents produits s'infiltrent dans la terre et polluent ainsi les nappes phréatiques. L'état tente de sensibiliser les agriculteurs afin qu'ils utilisent de manière plus appropriée les engrais ou autres traitements chimiques. [3]

I.2.2.2 . La pollution thermique

Elle est, soit le résultat de changements importants de la température d'un milieu, soit dû aux rejets des eaux de refroidissement de différentes industries. Ces variations ont un impact important sur la faune et la flore aquatiques. Ce type de pollution touche généralement les lacs et les cours d'eau.

I.2.2.3. La pollution bactériologique

Les eaux d'égout contiennent une multitude d'organismes vivants apportés par les excréments d'origine humaine ou animale. La pollution bactériologique provient de divers rejets contenant des germes bactériens d'origine intestinale. [3]

1.2.2.4 . La pollution radioactive

C'est la pollution générée par la radioactivité. Elle peut avoir plusieurs origines : naturelle, industrielle, militaire, médicale...etc. .

La pollution radioactive est nocive pour l'homme: en effet, les radio-éléments ont une durée de vie plus ou moins longue et se désintègrent en émettant des rayonnements dangereux. Lorsque des radio-éléments sont fixés dans le corps humain, ils peuvent être dangereux même si la quantité totale de rayonnements émis est relativement faible, car ils atteignent les cellules environnantes de manière très concentrée, pouvant créer des tumeurs (caractère mutagène des radiations. [3]

I.3. Les eaux résiduaires

I.3.1. Définition des eaux usées

Ramade (2000) définit les eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout. [4]

Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines). [5]

I.3.2. Origine et quantité des eaux usées

Les eaux usées quelle que soit leurs origines, sont généralement chargées en éléments indésirables, qui selon leur quantité et selon leur composition, représentent un danger réel pour les milieux récepteurs ou leurs utilisateurs. L'élimination de ces éléments toxiques exige de concevoir une chaîne de traitement. Toutefois, avant de concevoir tout procédé d'épuration, il est impératif de caractériser l'effluent à traiter, quantitativement et qualitativement.

Les eaux usées proviennent de trois sources principales :

1.3.2.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux ménagères (eaux de toilette, de lessive, de cuisine) et les eaux vannes (urines et matières fécales), dans le système dit « tout à l'égout ». [5]

Les eaux usées domestiques contiennent des matières minérales et des matières organiques. Les matières minérales (chlorures, phosphates, sulfates, etc.) et les matières organiques constituées de composés ternaires, tels que les sucres et les graisses (formés de carbone, oxygène et hydrogène, mais aussi d'azote et, dans certains cas, d'autres corps tels que soufre, phosphore, fer, etc.). [6]

1.3.2.2. Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certains de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, c'est le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux. [7]

les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement [5] :

- ✓ ils sont directement rejetés dans le réseau domestique
- ✓ ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique
- ✓ ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel

1.3.2.3. Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours). les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toutes sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des boues, des silts, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, feuilles, graines....etc.) et toutes sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides venant des jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, débris microscopiques de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules. Plomb venant du plomb tétra éthyle contenu dans l'essence, retombées diverses de l'atmosphère, provenant notamment des cheminées domestiques et des cheminées d'usines. [8]

I.4. Classification des polluants [9]

Si l'on cherche à classer les matières polluantes, c'est pour essayer de s'y retrouver et de bien choisir les procédés qui permettront de les éliminer. La nature des matières polluantes de l'eau dépend bien sûr, de l'origine de l'eau usée. On les classe en fonction des caractéristiques décrites ci-dessous :

I.4.1. Matière organique ou minérale

- **Matière organique** : c'est la matière qui est principalement issue de la matière vivante (végétaux, animaux....) et de l'industrie chimique. Sa composition est structurée autour du carbone. On y trouve des sucres, des protéines, des acides organiques (lactique, acétique...), des acides gras, des macromolécules comme l'amidon, la cellulose.....etc.

- **Matière minérale** : c'est la matière qui ne contient généralement pas de carbone. On y retrouve les métaux lourds, l'ammoniac, les nitrates, les phosphates et le gaz carbonique (le CO₂).

Pratiquement, les eaux usées contiennent toujours ces deux types de pollution en quantités variables suivant son origine.

I.4.2. Matière soluble ou insoluble

La matière organique ou minérale peut être sous forme soluble ou insoluble :

- **Matière soluble** : elle est dissoute dans l'eau et se trouve donc souvent sous forme d'unité chimique simple, la molécule, ou de macromolécules comme les protéines, les colloïdes. qui «flottent » dans l'eau mais que l'on ne voit pas.

- **Matière insoluble** : C'est un agrégat de matière qui se retrouve sous forme particulière. Les particules solides qui peuvent, soit flotter, soit décanter en fonction de leurs densités.

I.4.3. Matières toxiques ou non

Parmi les différentes matières présentes dans des eaux polluées, certaines ont une toxicité élevée pour le monde vivant. C'est à dire qu'à très faible concentration, elles ont un impact important sur l'équilibre du milieu naturel.

Par exemple le cyanure en très faible quantité peut avoir un effet dévastateur sur un écosystème. C'est le cas aussi de métaux lourds comme le cadmium et le mercure qui, présents en très faible quantité, modifient fortement l'équilibre des écosystèmes.

I.4.4. Matière inerte ou vivante

Les eaux polluées contiennent des matières organiques et/ou minérales qui n'ont donc pas les caractéristiques du «vivant » et que l'on peut qualifier de «matières inertes ».

Mais on y trouve aussi, très souvent, des micro-organismes (des bactéries par exemple), qui sont de la matière vivante. Ces derniers se développent dès que l'eau est souillée. Ils peuvent être pathogènes .

I.4.5. Selon la température

C'est un paramètre important surtout pour les eaux usées industrielles (principalement les industries agro-alimentaires, les centrales nucléaires.) qui produisent des eaux chaudes. L'émission d'une eau propre mais chaude dans un milieu naturel peut créer une pollution.

I.5. Principaux paramètres de la pollution

I.5.1. Les paramètres physico-chimiques

I.5.1.1. Température

La température de l'eau joue un rôle important dans la solubilité des sels et des gaz (entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique). Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10 degrés Celsius (°C). L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau augmente.

La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaires chaudes. Des changements brusques de température de plus de 3°C s'avèrent souvent néfastes.

I.5.1.2. PH (potentiel d'hydrogène)

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est -à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H⁺). L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons.

On admet généralement qu'un pH naturel situé entre 6,5 et 8,5 caractérise des eaux où la vie se développe de manière optimale.

I.5.1.3. Oxygène dissous (OD) et pourcentage (%) de saturation en oxygène

Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique.

L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau.

Globalement, plus la concentration en oxygène dissous (OD) est proche de la saturation, plus l'aptitude de la rivière à absorber la pollution est grande : une valeur inférieure à 1 mg d'O₂ par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consommant

plus d'oxygène que celui disponible. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments. Une valeur de 1 à 2 mg d'O₂ par litre indique une rivière fortement polluée mais de manière réversible ; une teneur de 4 à 6 mg d'O₂ par litre caractérise une eau de bonne qualité ; des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une eutrophisation du milieu se traduisant par une activité photosynthétique intense.

Les espèces de poissons sensibles peuvent être perturbées par une teneur en oxygène inférieure à 4 mg/l.

1.5.1.4. Conductivité électrique (EC)

La mesure de la conductivité de l'eau permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité d'une eau usée dépend essentiellement de la qualité de l'eau potable utilisée et des activités industrielles de la population. Cette mesure de la conductivité est plus utilisée dans l'optique de détection d'une éventuelle pollution, que les autres paramètres n'auraient pas mis en lumière (cas de métaux lourds dissous dans l'eau par exemple). [10]

La conductivité électrique standard s'exprime généralement en milli siemens par mètre (mS/ m) à 20 °C. Celle conductivité d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500 µS/cm.

L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observés par exemple en cas de déversements d'eaux usées. [9]

Tableau I.1 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres physico -
Chimiques

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
Température	Détermination au moyen de trois appareillages : oxymètre, conductimètre, et pH-mètre. La valeur prise étant la moyenne des trois températures mesurées. NF EN 25667 (ISO 5667)	<ul style="list-style-type: none"> • 30°C : valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur [OMS et JORA1993] • 35°C : valeur limite indicative pour les eaux destinées à l'irrigation

Oxygène dissous	<p>La détermination de l'oxygène peut être réalisée soit :</p> <ul style="list-style-type: none"> - par titrage (méthode Winkler 1888) -Grâce à une électrode sensible à l'oxygène dissous. <p>AFNOR NF EN 25813 et AFNOR NE EN 25814</p>	
PH	<p>La mesure du pH peut être réalisée par :</p> <ul style="list-style-type: none"> • pH-mètre • procédé électrométrique à l'électrode de verre. <p>AFNOR NF T 90-008</p>	6.5 < PH < 8.5 [OMS]
Conductivité	<p>Détermination par conductimètre : basée sur une mesure électrochimique de résistance.</p> <p>AFNOR EN 27888</p>	Conductivité <2700 μ S/cm [OMS]

I.5.2. Les paramètres de la pollution particulaire

I.5.2.1. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont des matières non solubilisées, de nature organique et minérale, les premières sont généralement volatiles, elles peuvent être traitées par dégradation biologique ; les dernières de natures minérales essentiellement inertes, peuvent être éliminées en grande partie par sédimentation. [11]

La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...), elles sont exprimées en mg/l.

I.5.2.2. Matières volatiles sèches (MVS)

C'est la fraction organique des MES, appelées «volatiles » car elles sont mesurées en volatilisant les MES dans un four. La mesure des MVS permet de distinguer la partie organique des MES de la partie minérale. Les MVS ne représentent que les particules de

biomasse, vivante ou morte, ainsi que certaines particules organiques n'intervenant pas dans le processus de dépollution :

- ❖ Sa valeur a des conséquences sur le dimensionnement du réacteur biologique (l'optimisation du volume du réacteur nécessite de travailler avec des valeurs élevées mais limitées en raison de la capacité hydraulique du clarificateur situé à l'aval).
- ❖ La biomasse en suspension des boues activées pouvant facilement être estimée par une mesure de matières volatiles en suspension.
- ❖ Le volume du bassin d'aération nécessaire au traitement d'une masse journalière de DBO peut ainsi être calculé en fixant la valeur de la charge massique et la concentration de MVS dans le bassin d'aération.

I.5.2.3. La turbidité

C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes (MES). Elle donne une première indication sur la teneur en matières colloïdales d'origine minérale ou organique. [9]

Tableau I.2 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution particulaire de l'eau (Source OMS)

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
MES	Il existe deux méthodes normalisées d'analyse des MES : la méthode par filtration sur filtre en fibres de verre (NF EN 872) la méthode par centrifugation (NF T 90-105-2).	MES < 20 mg/l [OMS]
MVS	Calcination des matières organiques dans un four à moufle à 550 °C. La différence de masse, exprimée en mg /l, entre les MES et les matières résiduelles (minérales) représente les MVS. AFNOR NF T 90-105	En Basse Saison, la valeur basse doit être supérieure à 1 à 1,5 g de MVS/l (J.O.R.A. 1996)
La turbidité	Mesure de la réduction de l'intensité lumineuse d'un rayon traversant un liquide contenant des matières en suspension. (FAO) (NF EN ISO 7027)	Turbidité : < 5 NTU

I.5.3. Les paramètres de la pollution organique globale

I.5.3.1. La demande chimique en oxygène (DCO)

Elle représente la quantité d'oxygène consommée pour l'oxydation chimique de la totalité des matières organiques et minérales dissoutes dans l'eau.

Le bichromate de potassium agissant en milieu d'acide sulfurique pendant deux heures à ébullition, à 150°C, oxyde presque entièrement les matières réductrices. Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations. [12]

I.5.3.2. La demande biochimique en oxygène (DBO)

Elle représente la quantité d'oxygène nécessaire pour décomposer par oxydation (Avec l'intervention des bactéries) les matières organiques contenues dans une eau usée.

Elle indique la quantité de matière organique présente dans une eau usée, qui est un des plus importants critères qui permet l'évaluation de la qualité et le degré de pollution de ces eaux usées.

Matière organique + bactéries \longrightarrow Boues + gaz + eau

Généralement, la pollution est dégradée d'une manière significative pendant une durée de 5 jours. Au-delà de 5 jours la consommation en oxygène diminue énormément ainsi on a adopté la notion DBO₅ obtenue après 5 jours d'incubation à 20°C et dans l'obscurité. [12]

I.5.3.3. La Demande Totale en Oxygène (DTO)

La DTO est la quantité d'oxygène (exprimée en mg/l) nécessaire à la combustion totale en atmosphère oxydante d'un litre d'échantillon soumis à analyse. Dans la majorité des cas, la Demande Totale en Oxygène et la Demande Chimique en Oxygène sont très voisines (sauf si l'échantillon contient des ions tels que Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+).

I.5.3.4. Le carbone organique total (COT)

Le COT représente, comme la DCO ou le DBO₅ (ou en combinaison avec ces derniers), un paramètre composite important dans la détermination de la contamination organiques des eaux.

La mesure du carbone organique total permet de donner une indication directe de la charge organique d'une eau. , il renseigne sur le type et l'origine des contaminations.

Les composés organiques sont d'une part les protéines, les lipides, les glucides et les substances humiques et d'autre part, les substances organiques carbonées élaborées ou utilisées par l'industrie chimique, pharmaceutique, pétrolière.....etc.

Tableau I.3 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution organique de l'eau (Source OMS)

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
DCO	mesure par des DCO-mètres :l'analyse se fait généralement suivant la norme (NFT 90-101) et la mesure peut s'effectuer soit par titrimétrie, soit par colorimétrie	DCO<90mg/l [OMS]
DBO5	<p>Les méthodes normalisées de mesure :</p> <ul style="list-style-type: none"> • méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allyle thio-urée (NF EN 1899-1) • méthode pour les échantillons non dilués (NF EN 1899-2). • méthode par mesure de la quantité d'oxygène consommée (NF-T-90-103) <p>Les méthodes commerciales :</p> <ul style="list-style-type: none"> • mesure respirométrique ou manométrique, • mesure de la consommation d'oxygène [13] 	DBO5<30 mg/l [OMS]
COT	Détection infrarouge du CO2 formé lors de la combustion d'un échantillon d'eau à 680 °C NF EN 13137	

I.5.4. Les paramètres de la pollution dissoute

I.5.4.1. Les différentes formes d'azote [14]

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.

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique ammonifiable ou réfractaire (sous forme soluble et particulaire) et d'azote ammoniacal

L'azote KJELDAHL (NTK), du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

L'azote organique est dit ammonifiable lorsqu'il peut être transformé par hydrolyse enzymatique en azote ammoniacal. L'azote réfractaire est également appelé azote dur. L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (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 ayant un poids moléculaire différent.

Tableau I.4 : Terminologie des formes de l'azote

Azote global NG			
Azote réduit = azote Kjeldahl = NTK			Azote oxydé
Azote organique		Azote ammoniacal NH₄⁺	
Azote organique ammonifiable	Azote organique réfractaire		
Azote organique soluble Ammonifiable NOSa	Azote organique soluble Réfractaire NOSr		
Azote organique particulaire Ammonifiable NOPa	Azote organique particulaire Réfractaire NOPr		

1.5.4.2. Les composés phosphorés

Les composés phosphorés peuvent être d'origine naturelle mais leur présence dans les eaux sont plus souvent d'origine artificielle (engrais, détergents, lessives, produits chimiques, etc.).

Les composés phosphorés existent dans les eaux naturelles et les eaux usées sous différentes formes à savoir :

- Les ortho phosphates : PO_4^{-3}
- Les poly phosphates : $(PO_3^-)_n$ ont tendance à s'hydrolyser en orthophosphates
- Les organophosphorés : ATP, ADP, AMP, phospholipides

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total (PT)

Les composés phosphorés favorisent la croissance des végétaux dans l'eau et la prolifération des algues, étouffant les autres organismes vivant dans l'eau, générant des odeurs et contribuant au phénomène d'eutrophisation.

Tableau I.5 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution dissoute de l'eau (Source OMS)

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
Les composés azotés	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode normalisée de mesure d'Azote Kjeldahl (N-NTK) AFNOR NF T • Méthode normalisée de mesure d'Azote ammoniacal (N- NH₄⁺) AFNOR T 90-015-2 (2000) • Méthode normalisée de mesure des nitrites : NF EN 26777 • Méthode normalisée de mesure des nitrates : NF EN ISO 13395, • Méthodes continues de mesure des nitrates : méthodes colorimétriques, méthode spectrophotométrique directe, méthode par électrode à ion spécifique 	<ul style="list-style-type: none"> • NTK < 6 mg/l • NH₄⁺ < 5 mg/l • NO₂⁻ < 10 mg/l • NO₃⁻ < 10 mg/l [OMS]
Les composés phosphorés	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode de mesure normalisée du phosphore total: NF EN ISO 6878 • Méthode commerciale : le phosphore total est dosé après minéralisation et en général par colorimétrie. • Méthode de mesure normalisée de l'Ortho-phosphates (P-PO₄⁻³) NF EN 1189 (1997) 	<ul style="list-style-type: none"> • P₂O₅ < 1 mg/l • P_T < 3 mg/l [OMS]

I.5.5. Les paramètres toxiques

I.5.5.1. Les Métaux lourds

Le suivi des concentrations des métaux lourds est particulièrement important vu leur toxicité et leur capacité de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire.

Contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement. Cependant, leur précipitation engendrerait leur mélange avec les boues décantées.

Les concentrations en cuivre, nickel, chrome, plomb cadmium, mercure, zinc caractérisent certains types de pollution :

- La présence de cuivre et de nickel indique l'existence de rejets provenant d'industries de traitement de surface des métaux.
- Le chrome indique l'existence de rejets provenant d'une tannerie.
- Le plomb est lié à des pollutions diffuses.
- Le zinc est évacué par des industries qui pratiquent la galvanisation ou la préparation d'alliages tels que le laiton et le bronze, il peut provenir également du contact entre les eaux de ruissellement et les matériaux galvanisés.
- Le cadmium peut notamment être rejeté par des usines de galvanoplastie et d'industries chimiques, de textiles et de teintures.

Les métaux lourds se dissolvent très bien dans une eau acide (pH faible). Dans des eaux neutres ou basiques, ils précipitent et s'accumulent principalement dans la phase solide (boues). L'analyse de ces boues permet ainsi d'obtenir une vue de l'ensemble des déversements en métaux lourds qui ont eu lieu, tant en nature qu'en quantité.

I.5.5.2. Les hydrocarbures

Ce sont les composés organiques les plus simples, constitués de carbone et d'hydrogène. Ce sont les composés organiques les plus simples, et on peut considérer que les autres composés organiques en sont dérivés.

On peut les trouver huiles minérales qui comportent des substances telles que les alcanes, les alcènes.....etc. Outre leur toxicité, ces substances peuvent limiter l'apport d'oxygène dans les eaux de surface lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées. Ils sont relativement stables et peu solubles dans l'eau. Ils sont relativement stables et peu solubles dans l'eau. Ils s'adsorbent fortement aux sols et aux matières en suspension et sont, en outre, très solubles dans les graisses ce qui favorise leur bioaccumulation dans les tissus humains et animaux. Quelques-uns sont classés comme agents cancérigènes par l'OMS. Leurs impacts sur la santé peuvent être très importants (diminution de la réponse immunitaire, effet neurotoxique, irritation des voies respiratoires...).

I.5.6. Les paramètres microbiologiques

Lors d'un traitement biologique, les impuretés contenues dans les eaux usées sont transformées et concentrées à l'aide des microorganismes vivants. Au point de vue pratique ce sont seulement ces microorganismes qui sont importants. Ces derniers sont si petits qu'ils ne peuvent pas être décelés à l'œil nu. Parmi ceux-ci on peut compter les bactéries, les protozoaires, les métazoaires ainsi que les algues. [15]

I.5.6.1. Les bactéries

Ce sont des organismes microscopiques qui s'adaptent facilement à la nourriture disponible et elles se reproduisent très rapidement.

Les bactéries concernent surtout les coliformes totaux et fécaux. Leur présence dans l'eau peut signifier la proximité d'une décharge d'égouts sanitaires ou de contamination fécale.

- **Les coliformes totaux** : sont des bactéries utilisées comme indicateur de la qualité microbiologique de l'eau. Leur présence en excès dans l'eau, soit 10 coliformes par 100 ml et plus, annonce une contamination de l'eau potable
- **Les coliformes fécaux** : sont des bactéries d'origine fécale qu'on retrouve dans le tube digestif des humains et des animaux. Leur présence dans l'eau peut avoir des conséquences graves sur la santé. Les personnes les plus susceptibles d'être affectées sont les enfants de moins de 5 ans.

Pour les coliformes fécaux au Canada la norme de rejet fixe une valeur de 400 par 100 ml (après désinfection).

I.5.6.2. Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Parmi les virus les plus importants, il faut citer les genres entérovirus, rota virus, adénovirus et le virus de l'Hépatite qui ont une durée de vie d'environ 3 mois et constituent une importante source de contamination.

Une eau fortement turbide protège les virus et augmente leur transmission. La coagulation chimique peut enlever entre 88 et 99.8 % des virus. La filtration enlève une quantité variable de virus. La meilleure méthode d'enlèvement des virus demeure la désinfection).

I.5.6.3. Protozoaires

Les protozoaires sont des organismes un peu plus évolués que les bactéries. Ils sont donc plus gros, Leur taille est de 10 à 100 fois plus importante que celle des bactéries. Par conséquent, on pourra facilement les observer au microscope. Les protozoaires présents dans la boue dépendent de la qualité de l'exploitation et de la conception de la station d'épuration. [15]

I.5.6.4. Les métazoaires

Ce sont des organismes encore plus évolués que les protozoaires. Ils se reproduisent plus lentement. Leur présence indique que la boue biologique est âgée, L'observation microscopique des boues permet [15] :

- de juger l'aspect du floc.
- de définir la qualité de l'eau interstitielle.

I.5.6.5. Nématodes

Ce sont des vers filiformes non segmentés, recouvert d'une couche chitineuse transparente.

I.5.6.6. Parasite

Ces organismes peuvent survivre entre une vingtaine de jours et une dizaine de mois, les plus connus sont ténia et giardia lambia.

I.5.6.7. Algues

Les algues posent un problème de colmatage des filtres.

I.6. Conclusion

Les accroissements démographiques, économiques et urbains sont à l'origine de différentes sources de pollution. Parmi ces sources ; la pollution générée par la grande consommation d'eau qui produit des quantités considérables d'eaux usées souvent rejetées dans le milieu récepteur.

Chapitre II

Filières du traitement

II.1.Introduction

L'épuration paraît chose usuelle, tant le terme s'est rapidement répandu. En peu d'années, les problèmes de l'eau s'aggravant, de nombreuses installations ont vu le jour. Elles se heurtent aujourd'hui à des difficultés croissantes.

Les stations d'épuration jouent un rôle crucial pour l'environnement et la conservation de notre planète. En effet, les activités domestiques et industrielles ont de graves répercussions sur la préservation de l'eau. La pollution de cette denrée précieuse peut se présenter sous différentes formes : chimique, thermique, bactériologique...etc. Il faudrait pour remédier à ce problème, construire davantage de stations d'épuration qui vont limiter la pollution et permettre une économie de l'eau.

II.2. Implantation d'une station d'épuration

La nécessité de la mise en place d'une station d'épuration passe par un ensemble de dispositions qui sont à prendre en considération dans l'élaboration du projet en commençant par le choix du site qui est indissociable de l'étude d'impact.

A cet égard, quelques règles doivent être rappelées :

- Eviter de construire à proximité d'une zone urbaine, une zone industrielle et un environnement touristique ;
- Eviter les zones inondables ;
- Envisager des extensions et les aménagements futurs.

II.3. Choix du type de station d'épuration

La décision d'implantation du site d'une station d'épuration étant prise, il convient après d'en choisir le type.

De nombreux critères de choix peuvent intervenir :

- **La nature des eaux usées** : il est important de bien connaître les caractéristiques des eaux à traiter et d'identifier les rejets industriels susceptibles d'être présents dans les rejets d'une ville.
- **La qualité d'eau à obtenir** : assurer une qualité d'eau en aval qui répond aux normes de rejet dans le milieu naturel, ou pour une éventuelle réutilisation, notamment dans le secteur de l'agriculture.

On peut distinguer plusieurs types de STEP dont les plus courants sont :

- ✓ Les stations primaires
- ✓ Les stations physico-chimiques
- ✓ Les stations boues activées
- ✓ Les stations lits bactériens
- ✓ Le lagunage naturel

II.4. Collecte des eaux usées

Deux systèmes fondamentaux de réseaux sont à distinguer pour la collecte des eaux à travers les systèmes d'assainissements :

- Le système unitaire ;
- Le système séparatif.

En outre, on appelle système mixte un réseau constitué, selon les zones, en partie en système unitaire et en partie en système séparatif. Ces systèmes sont, le plus souvent, à écoulement gravitaire mais ils peuvent comporter des transports en charge. [32]

II.4.1. Système unitaire

Dans le système unitaire toutes les eaux, y compris les effluents industriels après prétraitement éventuel, sont recueillies dans un réseau unique de collecte qui aboutit à une station d'épuration, la mise en place, éventuelle, de déversoirs permettant, en cas d'orage, le rejet direct, par surverse, d'une partie des eaux dans le milieu naturel. [32]

II.4.2. Système séparatif

Comportant deux réseaux de canalisation différents, l'un pour les eaux pluviales et autre pour les eaux usées.

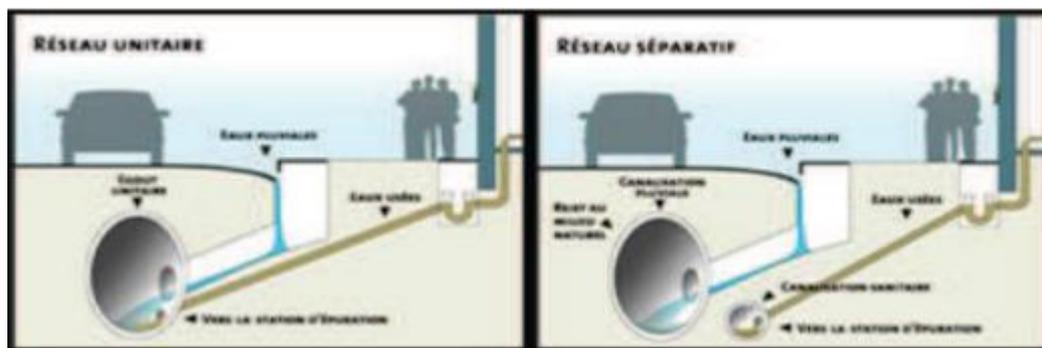


Figure II.1. Réseaux unitaire et séparatif

II.5. Procédés d'épuration des eaux usées

Le traitement des eaux usées consiste fondamentalement à éliminer différents éléments présents afin d'obtenir une eau épurée conforme à des objectifs de rejet. Il y a de nombreux types de traitement mais la plupart se base sur l'intégration de deux procédés importants : la séparation des solides de l'eau à traiter par des méthodes physicochimiques, et l'action biologique de divers micro-organismes. L'application de ces divers processus d'épuration dépend à la fois des caractéristiques de ces eaux et du degré de traitement désiré.

II.5.1. Prétraitement

Les prétraitements sont indispensables au bon fonctionnement de la station, mais génèrent de fortes contraintes d'exploitation (récupération des refus, salubrité, entretien, ...). C'est un processus physique et mécanique dont le but est d'extraire de l'eau des éléments dont la taille, le pouvoir abrasif et la masse pourraient endommager le matériel ou perturber la suite du protocole d'épuration.

II.5.1.1. Le dégrillage

Il s'agit de séparer des eaux brutes, les matières les plus volumineuses, en faisant passer l'effluent d'entrée à travers des barreaux dont l'espacement est déterminé en fonction de la nature de l'effluent, afin d'éviter les risques de colmatage. Il est donc indispensable en tête de la station d'épuration. Selon l'efficacité désirée, il est possible de distinguer entre le pré-dégrillage (espacement des barreaux 30-100mm), le dégrillage moyen (espacement des barreaux 10-30mm) et dégrillage fin (espacement des barreaux 3-10mm). [12]

Techniquement, de nombreux types de grilles existent :

- **Grilles manuelles** : Composées de barreaux le plus souvent inclinés à 60 - 80° l'horizontal, elles sont cependant réservées aux très petites stations.
- **Grilles mécaniques** : Cette mécanisation est indispensable afin d'éviter colmatage rapide des canalisations.

Les grilles mécaniques se classent en deux catégories :

- ❖ Les grilles droites ;
- ❖ Les grilles courbes.



Figure II.2 : Dégrièvement manuel



Figure II.3: Dégrièvement courbe

II.5.1.2. Le dessablage

L'élimination des sables présents dans l'effluent brute est indispensable si on veut protéger les conduites et les pompes contre la corrosion et aussi éviter le colmatage des canalisations par une sédimentation au cours du traitement, et éviter de perturber les autres stades de traitement en particulier le réacteur biologique.

Le déssableur est un ouvrage dans lequel les particules denses, dont la vitesse est inférieure à 0,3 m/s, vont pouvoir se déposer. Il s'agit principalement des sables et des graviers qui se déposent alors au fond de la cuve de déssableur entraînant avec eux les grains légers, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et les conduites et protéger les pompes et les autres appareils contre l'abrasion. Le fond du bassin est ensuite nettoyé par un racleur qui entraîne les graviers dans une nouvelle cuve, les séparant ainsi de l'eau à épurer. Les sables ainsi récoltés sont ensuite utilisés par les entreprises de travaux publics.

Il existe divers types de déssableurs dont :

- **Déssableurs à couloirs** : ce sont des canaux, à section généralement rectangulaire, dans lesquels on ralentit la vitesse de l'eau à moins de 0.3 m/s. les sables déposés sont périodiquement évacués.
- **Déssableurs rectangulaire à insufflation d'air** : L'insufflation d'air provoque une rotation de liquide et crée ainsi une vitesse constante de balayage du fond. Le sable est extrait soit manuellement ou mécaniquement.
- **Déssableurs circulaire** : Ces appareils sont alimentés tangentiellement, les sables sont projetés vers la paroi et descendent en décrivant une spirale d'axe vertical, d'où ils sont évacués. [17]

II.5.1.3. Le dégraissage-déshuilage

Les graisses et les huiles sont des produits hydrophobes ayant une densité légèrement inférieure à celle de l'eau. Ces deux propriétés sont bien exploitées dans les opérations de déshuilage-dégraissage où l'on injecte de fines bulles d'air dans le bassin dont les particules graisseuses et huileuses vont s'accumuler et remontent en surface. Un raclage superficiel permet leur élimination.

- **Les graisses** : sont des produits solides d'origine animale ou végétale. Elles sont présentes dans les eaux résiduaires urbaines et dans certaines eaux résiduaires industrielles, essentiellement agroalimentaires. Elles sont difficilement biodégradables et peuvent poser divers problèmes au cours du traitement : boules graisseuses, diminution des transferts d'oxygène, apparition de bactéries filamenteuses. [18]

Ces graisses sont également très dommageables pour les équipements et notamment pour les pompes.

- **Les huiles** : sont des produits liquides : huiles végétales, huiles minérales, hydrocarbures légers.

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide bien souvent réservée à l'élimination des huiles présentes dans les eaux résiduaires industrielles (raffineries de pétrole).

Remarque : le plus souvent les opérations de dessablage et de dégraissage-déshuilage sont regroupées dans un même bassin.



Figure II.4: Déssableur-déshuileur couloir

II.5.2. Traitement primaire

Après les prétraitements, les effluents conservent une charge polluante dissoute et des matières en suspension. Les procédés de traitement primaire sont physiques, comme la décantation, ou physico-chimique.

II.5.2.1. *décantation physique*

La décantation est une technique de séparation des matières en suspension et des colloïdes rassemblés en floc. Cette technique est très répandue dans les usines d'épuration et de traitement des eaux.

La décantation primaire vise à parfaire la qualité des prétraitements notamment par la capture des MES naturellement décantables et par une élimination poussée des flottants (huiles et graisses). Lors de cette étape, les particules, dont la densité est supérieure à l'eau, vont avoir tendance à s'accumuler au fond du décanteur sous l'effet de la pesanteur. Les particules seront éliminées du fond du bassin périodiquement. [19]

On distingue plusieurs types de décantation :

- **Décantation statique** : les particules sont considérées indépendantes et tombent à leur propre vitesse. L'écoulement doit être laminaire sans turbulences, ni courants. Le principe est que les particules atteignent le fond du décanteur avant de sortir.
- **Décantation lamellaire** : On dispose des lamelles par rapport à l'horizontal pour avoir des décanteurs de faible surface admettant de plus forts débits.
- **Décantation à contact de boues aussi appelée en compression de boues** : la décantation-floculation est améliorée si la concentration en particules augmente. On met donc en contact l'eau floculée avec des boues déjà formées.
- **Décantation à floc lesté** : Le lestage du floc par du micro-sable permet d'augmenter la densité des particules et par conséquent la sédimentation des particules (donc augmentation de V_p).

Selon le type de décantation on peut choisir la forme de décanteur :

❖ **Les décanteurs longitudinaux** : très peu répandus car très peu économiques (usure rapide, coût de construction élevé.) ;

❖ **Les décanteurs circulaires** largement répandus du fait de leur faible coût de réalisation par rapport à un décanteur rectangulaire (plus faible épaisseur des parois de béton armé et densité d'armatures inférieure). L'arrivée de l'effluent brut se fait par un fût central creux.



Figure II.5 : Décanteur primaire avec pont racler

❖ **Les décanteurs lamellaires** qui sont de plus en plus utilisés, notamment dans les procédés d'épuration physico-chimiques. La décantation lamellaire consiste à multiplier la surface de décantation à l'intérieur d'un ouvrage ; il en résulte un rendement épuratoire excellent.

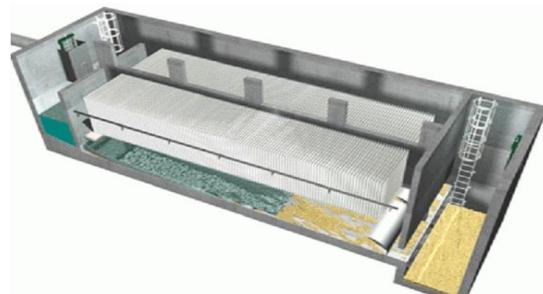


Figure II.6 : Décanteur lamellaire à recirculation de boues

On peut atteindre une élimination de 30 à 40% de la DBO5 et environ 60% des MES lors de la décantation primaire avec une charge superficielle de 2m/h en moyenne.

II.5.2.2. Procédés de décantation chimique

Les procédés physico-chimiques de décantation consistent à alourdir les particules en suspension. Ils font appel aux techniques de coagulation ou de floculation-clarification.

Les processus de coagulation et de floculation sont employés pour séparer les solides en suspension de l'eau lorsque la vitesse de décantation naturelle est trop lente pour obtenir une clarification efficace.

La turbidité et la coloration de l'eau sont dues à la présence de particules colloïdales de taille trop faible pour sédimenter. La première phase du traitement consiste donc à faire croître ces particules pour les amener à un niveau de taille où elles pourront facilement être séparées par décantation ou filtration. Cette phase de croissance est appelée «coagulation-floculation».

Les réactifs introduits dans les eaux usées ont un pouvoir adsorbant : autrement dit, ils ont pour effet de neutraliser les charges électriques portées par les substances colloïdales, charges qui, par répulsion électrostatique, maintiennent les particules à l'état dispersé. En outre, ils favorisent leur coagulation, accroissant ainsi la taille et la densité de gros amas ; désignés sous le nom de floes.

La vitesse de chute des particules étant proportionnelle au carré de leur diamètre, on conçoit qu'il est intéressant de réunir les plus petites d'entre elles pour en former une grosse. Le processus par lequel ces substances coagulent s'appelle la « coalescence ».

Les réactifs employés sont d'origine minérale (sulfate d'alumine, chlorure ferrique, chaux) ou organique et libèrent des ions positifs qui neutralisent le colloïde et précipitent en formant des flocons : c'est la floculation.

Les procédés physico-chimiques présentent l'avantage d'une mise en route rapide (10 heures environ) et d'une adaptation immédiate aux variations de débit de la charge des effluents à traiter.

II.5.3. Traitement secondaire

Il s'agit de l'élimination de la pollution organique et minérale. Lors du traitement secondaire, la plupart des traitements secondaires, la plupart des critères de pollution diminuent (DCO, CO, MO...). Les micro-organismes utilisent les éléments nutritifs des eaux résiduaires comme nourriture pour produire de l'énergie vitale ou pour la synthèse de tissus cellulaires.

Suivant la nature de la charge polluante de l'effluent à traiter on distingue deux types de traitement :

- ❖ Le traitement physico – chimique;
- ❖ Le traitement biologique.

II.5.3.1. Traitement physico-chimique

La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre : les colloïdes. Leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible. [20]

Les particules ayant des dimensions supérieures à 1µm décantent au niveau des bassins de sédimentation sans qu'il y ait modification physico-chimique de leur état. Par contre, les particules dont les dimensions sont comprises entre 1µm et 1nm ne décantent pas spontanément. Ce phénomène peut être expliqué par la loi de STOKES.

Le but de la clarification des eaux est l'élimination de ces particules fines indésirables qui confèrent à l'eau des apparences troubles ainsi que des odeurs et saveurs désagréables. Pour ce faire, on a eu recours aux procédés physico-chimiques.

pour modifier l'état initial des corps présents dans l'eau et créer des conditions favorables à leur décantation ; d'où la technique de la coagulation-floculation.

• La coagulation-floculation

La coagulation consiste à neutraliser la charge électrique des particules colloïdales contenues dans l'effluent à traiter par l'ajout des réactifs minéraux multivalents comme les sels de fer et d'aluminium.

L'ajout d'un polymère permet de rassembler les matières colloïdales sous une structure rigide qui se décantent facilement sous forme de floc. Cette étape est appelée "floculation". Ce processus assure une élimination satisfaisante de la pollution particulaire de 80 à 90% avec un rendement presque similaire pour les germes pathogènes car les MES y referment de 80 à 90% . Cette élimination des MES assure une réduction de la charge organique exprimée en DBO5 ou DCO de, respectivement 60 à 70% et 65 à 75% . [21]

II.5.3.2. Traitements biologiques :

Ils constituent le mode classique d'épuration de la pollution organique carbonée et azotée. Quel que soit le procédé mis en œuvre, le principe de l'épuration par voie biologique consiste, dans premier temps, à faire assimiler la pollution carbonée par des microorganismes, la pollution de l'eau est alors transformée en biomasse. Puis, cette biomasse est extraite de l'eau sous forme de boue.

L'épuration des eaux usées fait appel à deux types de procédés :

- ❖ Les procédés extensifs ;
- ❖ Les procédés intensifs.

II.5.3.2.1. Les procédés intensifs**a) L'épuration sur lit bactérien :**

Cette technique est basée sur le principe de l'auto-épuration du sol qui permet la biodégradation des matières organiques.

Ce procédé consiste à alimenter en eau usée préalablement décantée, un ouvrage contenant une masse de matériaux servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique, cette masse se compose soit : de pouzzolane (roche volcanique) ou de matériaux plastiques. Les eaux usées sont distribuées sur le matériau filtrant et s'écoulent au travers du lit sous l'effet de la pesanteur. Une aération est pratiquée le plus souvent par tirage naturel et quelque fois par ventilation forcée.

La forme des ouvrages est le plus souvent cylindrique. L'eau à traiter est distribuée uniformément sur la surface du lit à l'aide d'un distributeur hydraulique rotatif appelé Sprincler. A la base du lit bactérien, les eaux sont collectées puis évacuées vers le décanteur secondaire. Le fond de l'ouvrage est construit de telle sorte que soit assurée l'entrée d'air dans la masse du lit. [22]

Les lits bactériens sont définis par leur charge organique c'est-à-dire par la qualité journalière de matières organiques admise par m^3 de matériaux. On peut ainsi, les classer en :

- Lits à faibles charges, jusqu'à $0,4 \text{ kg DBO}^5/m^3/j$;

- Lits à moyenne charges, jusqu'à $0,8 \text{ kg DBO}^5/\text{m}^3/\text{j}$;
- Lits à forte charges, supérieures à $0,4 \text{ kg DBO}^5/\text{m}^3/\text{j}$.



Figure II.7 : Lit bactérien avec garnissage traditionnel

b) Les disques biologiques :

Ce procédé est un système d'épuration biologique aérobie où la culture bactérienne est fixée sur un support. Il est également appelé procédé d'épuration par biodisques.

Le réacteur est constitué de disques en matière plastique, de diamètre élevé et montés, en série sur un axe horizontal. Le tambour, à demi immergé tourne autour de cet axe. Un biofilm, dont l'épaisseur varie de 1 à 4mm, se développe sur les disques.

La rotation permet le contact entre les micro-organismes épurateurs (biofilm) qui se développent fixés au disque et l'effluent, puis l'aération de ce biofilm. Après leur contact avec le biofilm, l'eau est envoyée vers un clarificateur pour la séparation des phases. [23] Pour

l'épuration des eaux résiduaires urbaines :

- La vitesse de rotation des disques est optimale à $18\text{m}/\text{mn}$;
- Les performances augmentent en fonction du rapport Volume du liquide/ surface ;
- La température n'affecte pas le procédé entre 13 et 29°C , en dessous de 13°C , les performances diminuent.



Figure II.8 : disques biologiques

c) Boue activée :

Le procédé à boues activées est un système fonctionnant en continu dans lequel, des micro-organismes sont mis en contact avec les eaux usées contenant des matières organiques. De l'oxygène est injecté dans le mélange, permettant de fournir aux bactéries cet élément vital à leurs besoins respiratoires. [11]

Les bassins d'aération sont les réacteurs biologiques dans lesquels s'effectue la transformation de la matière organique par les microorganismes aérobies. Ils constituent un élément fondamental de la filière définie sous le terme de boues activées.

Une bonne gestion de l'aération permet également d'assurer les réactions de nitrification et de dénitrification.

Dans le domaine des petites stations d'épuration, la technique des boues activées en aération prolongée est la plus répandue. [23]

De plus, les temps de fonctionnement des aérateurs varient selon le type d'élimination de l'azote :

- Pour l'élimination des composés azotés en bassin unique, le temps cumulé de fonctionnement de l'aération au nominal est d'environ 14h /jour. Des périodes d'arrêt sont nécessaires pour dénitrifier (2h maximum) ;
- Pour l'élimination de l'azote avec une zone d'anoxie en tête, ce temps cumulé serait d'environ 20h/jour.

Les dispositifs d'aération habituellement utilisés dans le domaine du traitement des eaux usées peuvent être classés de la manière suivante :

- Dispositif d'injection d'air sous pression ;
- Système d'aération à turbines avec mobile d'agitation sous lequel est injecté de l'air comprimé ;
- Aération de surface réalisant le transfert de l'oxygène par une turbulence accrue au voisinage de la surface et par la dispersion du liquide ;
- Aérateurs statiques où l'air sous pression est injecté à la base de tube cylindriques placés verticalement et qui contiennent des éléments internes de forme hélicoïdale.



Figure II.9 : Bassin d'aération

d) *Bio filtration* :

Les biofiltres sont une innovation pour le traitement des eaux usées domestiques destinées à répondre à des exigences croissantes en matière de qualité. Ces procédés biologiques modernes ont été inspirés des lits bactériens. Ils reposent sur l'action de micro-organismes aérobies fixés sur un support granulaire immergé dans un bassin. C'est une technique qui consiste à réaliser simultanément, dans le même ouvrage, la réaction biologique aérobie de dégradation de la pollution par la biomasse épuratrice et la clarification par filtration de l'effluent traité. L'avantage des biofiltres est de pouvoir traiter les matières polluantes carbonées et éventuellement azotées, dans un volume beaucoup plus faible que dans le cas de procédés à cultures libres, avec des rendements similaires. Mais les biofiltres sont plus coûteux en investissement et plus délicats en fonctionnement. [24]

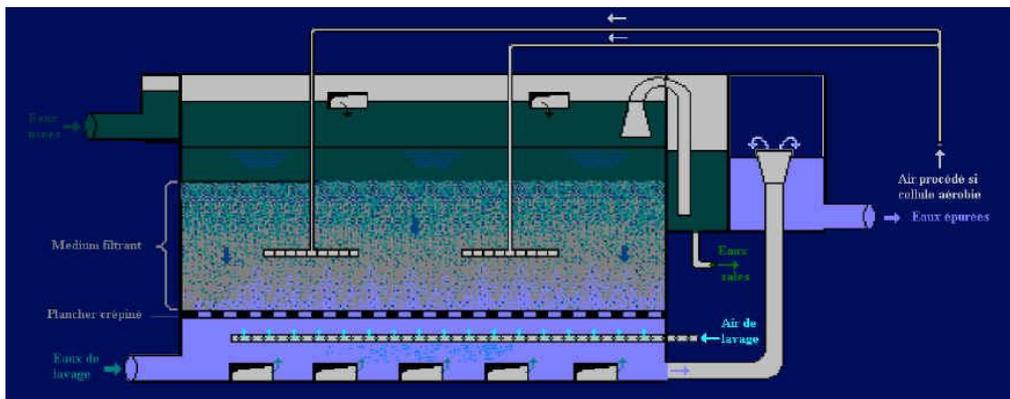


Figure II.10 : Schéma d'un biofiltre

II.5.3.2.2. Les procédés extensifs

Ces techniques dites extensives sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse. Le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire pour alimenter les aérateurs ou les matériels d'insufflation d'air.

Les techniques sont détaillées selon le plan suivant :

- Cultures fixées :
 - ✓ Infiltration-percolation ;
 - ✓ Filtre planté à écoulement vertical ;
 - ✓ Filtre planté à écoulement horizontal.
- Cultures libres :
 - ✓ Lagunage naturel ;
 - ✓ Lagunage aéré ;
 - ✓ Lagunage à macrophytes ;
 - ✓ Epanchage.

Pour la culture fixée sur support fin deux principaux mécanismes sont mis en jeu :

- **Filtration superficielle** : les matières en suspension (MES) sont arrêtées à la surface du massif filtrant et, avec elles, une partie de la pollution organique (DCO particulaire) ;
- **Oxydation** : le milieu granulaire constitue un réacteur biologique, un support de grande surface spécifique, sur lequel se fixent et se développent les bactéries aérobies responsables de l'oxydation de la pollution dissoute (DCO dissoute, azote organique et ammoniacal).

a) Cultures fixées :

❖ *Infiltration percolation sur sable*

Le principe d'épuration par infiltration-percolation consiste à infiltrer, après le passage des eaux usées dans un ouvrage de décantation primaire, l'effluent à épurer à travers un support granulaire fin (massif de sable) non saturé sur lequel est fixée la biomasse épuratoire. La filtration sur le sable en milieu insaturé permet principalement une oxydation de la matière organique, de nitrifier l'azote ammoniacal (formation de nitrates) et de réduire les germes pathogènes. L'épuration par filtration fait appel à la fois à des processus d'ordre physique, chimique et biologique. [25]

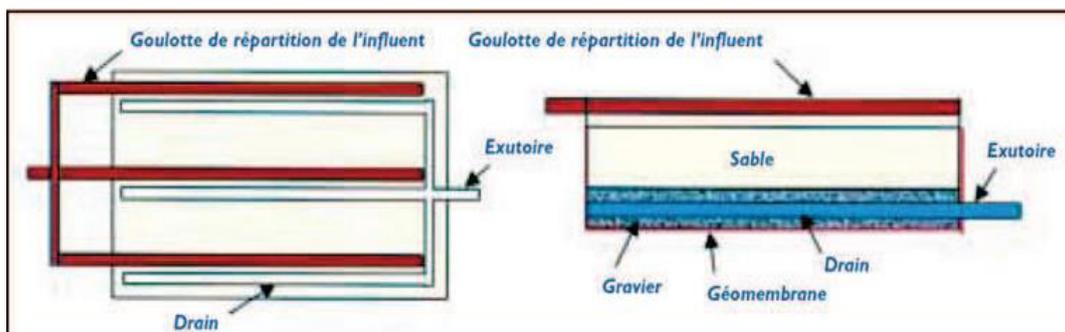


Figure II.11: Schéma du procédé d'infiltration percolation sur sable

❖ *Filtre planté de roseaux à écoulement vertical (FPRV)/ horizontal (FPRH)*

Le principe de fonctionnement repose sur une filtration mécanique et une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries fixées sur les matériaux granulaires.

L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin dans un sens vertical (FPRV) ou horizontal (FPRH).

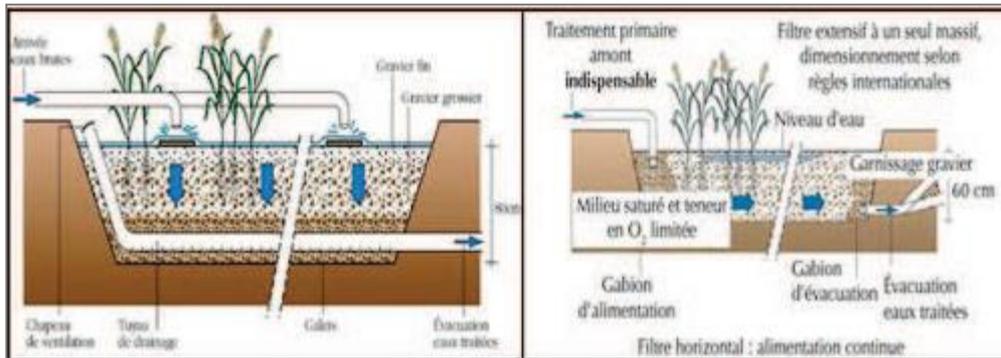


Figure II.12: Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal/vertical

b) Culture libre :

◆ Lagunage

Le lagunage est utilisé lorsqu'on dispose de grandes surfaces de terrain et lorsqu'on ne désire pas assurer en performance une haute qualité de l'effluent. On distingue principalement deux types de lagunage :

❖ *Le lagunage naturel*

est un procédé de traitement des eaux usées fondé sur un écosystème constitué principalement d'algues et des bactéries aérobies et anaérobies. 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 jours et par des mécanismes de fonctionnement biologique fortement liés à la température et aux saisons.

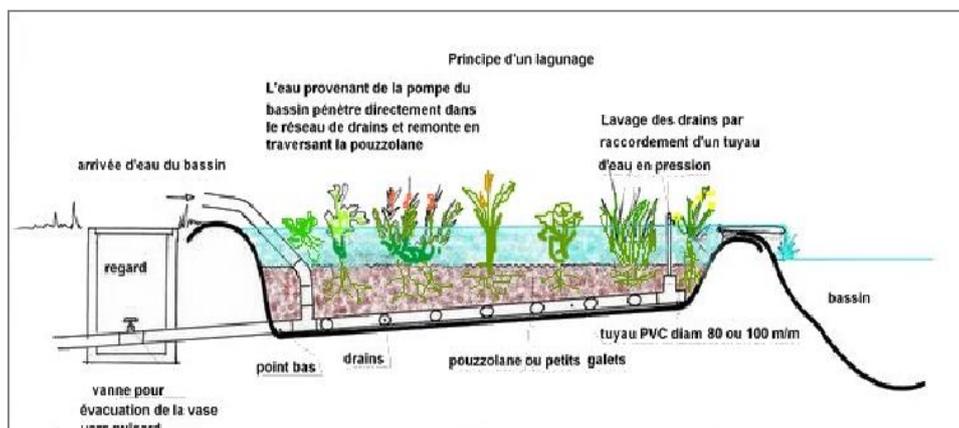


Figure II.13: Schéma d'une lagune naturelle

❖ *Le lagunage aéré*

Ce type de lagunage s'effectue dans un bassin où l'eau séjourne une vingtaine de jours, il est aéré artificiellement. Il y a alors dégradation anaérobie des matières décantables et transformation aérobie des matières solubles. Dans le lagunage aéré, un support supplémentaire de l'oxygène nécessaire à l'assimilation des matières organiques par les bactéries est fourni par brassage de surface grâce à des aérateurs mécaniques. [23]

Le lagunage est donc un moyen peu coûteux et efficace de traiter les eaux usées. Il nécessite peu de moyens financiers, techniques et humains. Cependant, il requiert une surface importante. On retiendra que l'efficacité du traitement dépend surtout de la durée de rétention et des conditions climatiques. Ainsi, il est moins efficace en hiver qu'en été.



Figure II.14: Lagune aérée

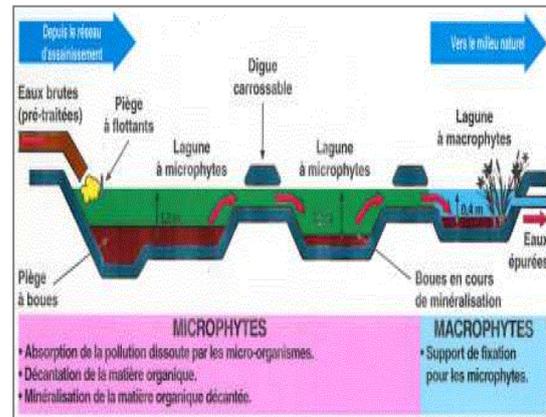


Figure II.15: Lagune à macrophytes

❖ *Lagunage à macrophytes*

Les lagunes à macrophytes reproduisent des zones humides naturelles comportant une tranche d'eau libre, tout en essayant de mettre en valeur les intérêts des écosystèmes naturels. Elles sont peu utilisées en Europe, mais sont souvent réalisées pour des traitements tertiaires à la suite de lagunage naturel, de lagunes facultatives ou de lagunage aéré aux Etats-Unis. Cette filière est généralement utilisée en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO5 ou MES)

ou de l'affiner (nutriments, métaux,...). Cependant l'utilisation d'une lagune de finition à microphytes permettra d'obtenir de meilleurs rendements et sera plus commode d'entretien. [26]

◆ *Epandage*

L'épandage est le procédé le plus ancien, il consiste à déverser directement sur le sol perméable des eaux usées, où les granulats constituant le sol sont alors un matériau de support de micro-organismes, ces derniers servent à dégrader la matière organique. Ce procédé peut

être dangereux dans la mesure où les eaux qui s'infiltrent à travers le sol peuvent contaminer la nappe.

II.5.4. Le traitement tertiaire (élimination de l'azote et de phosphore)

En général, les techniques d'épuration, même les plus sévères, laissent passer dans l'eau épurée des matières organiques difficilement biodégradables et échappent à la meilleure technique du traitement secondaire.

Les traitements tertiaire peuvent viser à l'amélioration de la qualité générale de l'eau par rapport à celle qui peut être obtenue à partir des procédés décrits plus haut ou simplement l'élimination spéciale de produits déterminés (par exemple ammoniac, germes pathogènes, phosphates etc.). Ce dernier aspect peut prendre une importance particulière dans le cas de traitements d'effluents urbains contenant une certaine proportion de rejets industriels.

II.5.4.1. Elimination de l'azote

Il y a plusieurs techniques de séparation de l'azote, ces dernières peuvent être :

- ✓ physique (par décantation lorsqu'il est lié aux matières en suspension) ;
- ✓ physico-chimique (stripping sous forme de gaz ammoniac lorsque le pH est basique, oxydations et réductions chimiques) ;
- ✓ biologique (incorporation aux bactéries productrices, transformation en nitrates puis en azote gazeux lors des processus de nitrification-dénitrification).

II.5.4.1.1. Elimination de l'azote par procédés biologiques

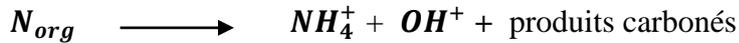
L'azote est considéré comme le second polluant des eaux après le carbone et avant le phosphore.

L'élimination biologique de l'azote est réalisée par l'intermédiaire de réactions enzymatiques qui se produisent dans des conditions bien définies, en présence ou absence d'oxygène, en deux étapes successives. Dans un premier stade, par l'intermédiaire de microorganismes strictement aérobies autotrophes s'opère l'oxydation de l'ammoniac en nitrate (nitrification) après ammonification préalable de l'azote organique. Les bactéries impliquées (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*) sont caractérisées par un temps de génération élevé dépendant de la température. Dans un second stade, la réduction des nitrates en azote gazeux (dénitrification) est réalisée par des bactéries hétérotrophes en l'absence stricte d'oxygène, mais en présence d'un substrat carboné, puisé généralement dans l'effluent brut. [14]

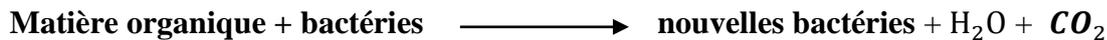
Pendant l'épuration biologique, l'azote organique N_{org} et l'azote ammoniacal NH_4^+ se transforment en nitrites NO_2^- et nitrates NO_3^- puis en azote moléculaire N_2 (gazeux), selon les phases suivantes :

a) Ammonification

L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés. Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) selon la réaction suivante :

**b) Assimilation :**

La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :

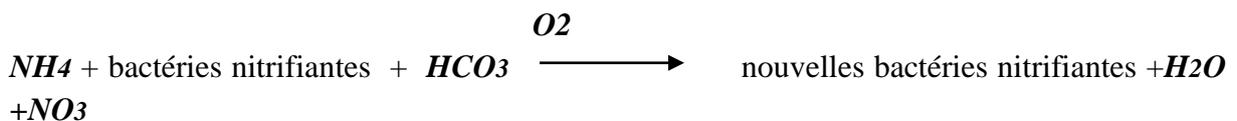


Ces bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière sèche. Les besoins en azote sont de l'ordre de 5 % de la DBO5 éliminée par la culture bactérienne. Compte-tenu de l'apport supplémentaire de matières minérales et de la séquestration d'azote organique particulaire, les boues extraites des systèmes d'épuration biologique présentent une teneur en azote de l'ordre de 7 % des matières en suspension (MES) en moyenne.

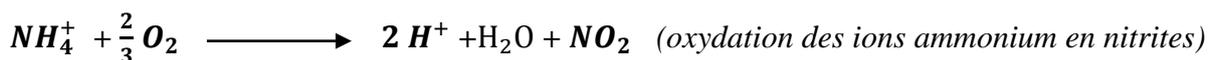
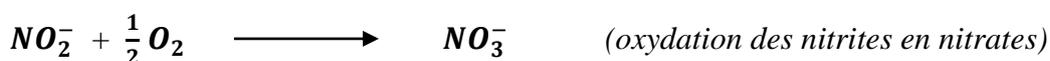
L'assimilation, au sens large (incluant notamment la séquestration de l'azote organique particulaire réfractaire), conduit à une élimination de l'ordre de 25 % de l'azote des eaux brutes urbaines.

c) Nitrification biologique

La réaction de nitrification de l'azote ammoniacal par les bactéries autotrophes nitrifiantes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction suivante :

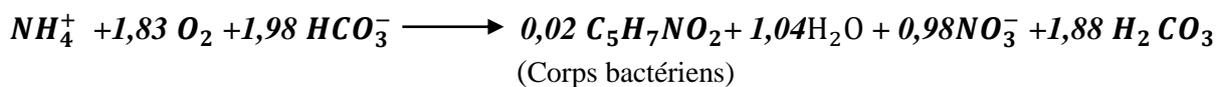


En réalité, cette réaction s'effectue en deux étapes successives : la nitritation et la nitratisation, réalisée par des bactéries différentes selon les schémas ci-après :

➤ **Nitritation :**➤ **Nitratisation:**

Ces schémas sont simplificateurs dans la mesure où de nombreux stades intermédiaires interviennent, les bactéries réalisant l'oxydation en plusieurs étapes. Les formes de l'azote indiquées ici sont en pratique les seules présentes à des concentrations significatives dans les eaux usées. La nitrification est réalisée par des bactéries nitrifiantes. Jusqu'ici, *Nitrosomonas*, en particulier, mais également *Nitrosococcus* et *Nitrospira* étaient considérées comme jouant un rôle prépondérant dans ce processus. La nitrification est le fait des bactéries nitrifiantes du genre *Nitrobacter*.

Ces bactéries, dites autotrophes vis-à-vis du carbone, utilisent le carbone minéral comme seule source de carbone (essentiellement celui des bicarbonates), les formes réduites de l'azote comme source d'énergie. Globalement, la nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante :



La présence de CO₂ ou de carbonate est indispensable. La réaction ne peut se faire qu'en milieu aérobie.

Il ressort de ce bilan que la nitrification biologique d'1 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) ;
- 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.

d) Dénitrification

Vient ensuite la dénitrification conduisant à l'élimination totale de l'azote, qui est une réduction des nitrites et nitrates en azote gazeux qui se dégage dans l'atmosphère, selon la réaction suivante :



Les espèces dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser, en cas de carence du milieu en oxygène (anoxie), celui de certains composés chimiques, notamment des nitrates.

Les phases de nitrification et de dénitrification permettent l'élimination de 5% à 70% de l'azote sous la forme gazeuse N_2 .

♦ Conditions de la dénitrification

➤ Oxygène dissous

La dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène

dissous dans le milieu est nulle. Cette absence d'oxygène est nécessaire pour que les bactéries adoptent une voie métabolique plus complexe, lente et énergétiquement plus coûteuse que celle utilisant directement l'oxygène dissous.

➤ 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. Pour une eau usée donnée, la vitesse de dénitrification est une fonction croissante de la pression de carbone exercée sur la biomasse, donc de la charge appliquée. 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.

➤ Température

La température influe peu sur la vitesse de dénitrification lorsque ses variations sont progressives (acclimatation des bactéries) et que le substrat carboné interstitiel rapidement assimilable est peu abondant.

En revanche, une variation brutale de température (exposition du soleil, par exemple : voile de boues des décanteurs secondaires, éprouvettes) active de manière très nette la dénitrification et l'on constate alors des remontées de boues entraînées par de petites bulles d'azote gazeux. De même, lorsque le substrat rapidement assimilable est abondant (bassins d'anoxie en tête de station d'épuration ou dénitrification tertiaire avec ajout de carbone rapidement assimilable), la vitesse de dénitrification peut être exprimée en fonction de la température et de la charge en substrat par l'équation :

$$V_{\text{dénit}}(T^{\circ}) = B * \theta^{Cv(T-20)}$$

Avec :

B : constante

$V_{\text{dénit}}(T^{\circ})$: vitesse de dénitrification à la température T (mg N / l .h)

T : température (°C)

θ : coefficient correctif : valeur retenue = 1,05 pour un bassin d'anoxie en tête

Cv : charge volumique en DCO (g DCO apporté/m³ de réacteur .jour)

➤ pH :

Les pH optimaux 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. Encore convient-il de souligner que la

dénitrification ne peut être que postérieure à la nitrification et qu'il convient d'abord de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité pour assurer la nitrification.

Note :

En cas de réchauffement de forte amplitude, d'autres gaz (CO₂, ...) peuvent être libérés suite à la modification de la solubilité des gaz.

II.5.4.1.2. Elimination de l'azote Par procédés physico-chimiques

L'azote ammoniacal peut être éliminé d'une eau usée par dégazage (stripping), ou par chloration au point de rupture. Dans ce procédé, l'ammoniac est chimiquement oxydé en azote gazeux. Les résultats obtenus sur des eaux usées domestiques indiquent une conversion de l'ordre de 95 à 99 en azote gazeux,

II.5.4.2. Elimination du phosphore

Le phosphore est considéré comme étant le troisième polluant, en termes de quantité dans les eaux usées urbaines, après le carbone et l'azote.

L'élimination du phosphore, contenu dans les eaux usées urbaines, est très insuffisante à la suite d'une épuration secondaire classique (environ 10% du phosphore est éliminé au cours du traitement primaire et 20% au cours du secondaire). Les quantités de rejet dans le milieu récepteur imposent d'améliorer cette élimination. En effet, dans l'eau, le phosphore se retrouve naturellement à l'état minéral mais à faible concentration (0,01 mg/l). Mais l'utilisation " massive " de phosphates dans la fabrication des produits d'entretien et en agriculture pose des problèmes d'équilibre au milieu aquatique. Si les phosphates ne sont pas directement nocifs, leur action est cependant néfaste de par la prolifération des algues qu'ils génèrent à la surface de l'eau limitant considérablement les échanges avec l'air et l'énergie solaire. Il contribue ainsi à l'eutrophisation des eaux.

La quantité de phosphore rejeté dans les eaux urbaines est de l'ordre de 3 à 4g par habitant et par jour (soit une concentration de l'ordre de 25mg/l pour le phosphore total).

Cette élimination peut se faire par voie biologique (décantation primaire et traitement secondaire) puis en co-précipitation par ajout, dans le bassin d'aération, de chlorure ferrique. Ce traitement physico-chimique est basé sur la capacité qu'a le chlorure ferrique

FeCl₃ de se combiner avec les ions phosphates pour former un précipité de phosphate de fer

FePO₄, sel très peu soluble dans l'eau et qui précipite à l'état colloïdal. Ce procédé, très employé aujourd'hui pour ses nombreux avantages économiques et techniques, a néanmoins l'inconvénient d'engendrer une surproduction de boues allant de 40% à 60%.

II.5.5 Le traitement complémentaire (désinfection)

A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont normalement rejetées dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une réutilisation des eaux usées épurées, les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires, essentiellement pour éliminer les micro-organismes qui pourraient poser des problèmes sanitaires.

Actuellement, il existe de nombreuses techniques de désinfection visant à améliorer la qualité bactériologique des rejets afin de protéger les milieux récepteurs sensibles comme notamment les zones de baignades et conchylicoles.

II.5.5.1. Chloration

Cette technique est actuellement la plus employée pour la désinfection des eaux usées. Elle s'opère par injection de chlore (gazeux Cl₂ ou hypochlorite de sodium NaOCl) ou de bioxyde de chlore ClO₂ sur une eau préalablement épurée et clarifiée.

Le chlore; dont les effets bactéricides, germicides et algicides sont reconnus; permet une élimination à 99,9% des germes pathogènes. Cependant il est inefficace sur les virus et protozoaires ou pour des pH supérieurs à 7,5 et difficile à stocker lorsqu'il se trouve à l'état gazeux. De plus son utilisation engendre la formation de chlore résiduel et de chloramines, en présence d'ammoniac, inefficaces en désinfection et toxiques pour le milieu récepteur suscitant la mise en place de traitements spécifiques supplémentaires (déchloration et nitrification poussée).

Le bioxyde de chlore beaucoup moins réactif permet d'éviter la formation de chloramines et haloformes tout en présentant une efficacité désinfectante supérieure (notamment sur les virus) en un temps de contact beaucoup plus court. Cependant l'instabilité de ce composé impose sa production sur le lieu d'utilisation rendant sa mise en œuvre délicate et onéreuse.

II.5.5.2. Ozonation

L'ozone O₃, oxydant puissant, est un désinfectant particulièrement efficace qui permet d'éliminer les bactéries, certains virus, protozoaires et les traces de médicaments dans les eaux usées. Il est généré in situ par décharge électrique sur de l'oxygène pur ou contenu dans l'air.

Ce procédé est généralement utilisé après une épuration biologique des effluents par boues activées permettant de réduire la matière organique sur laquelle l'ozone réagit fortement pour former des aldéhydes et cétones toxiques pour le milieu marin, le rendant moins efficace.

Malgré son efficacité remarquable, l'ozonation est un procédé peu utilisé puisqu'il nécessite des apports importants de réactif chers à l'achat et les concentrations élevées en découlant peuvent engendrer des problèmes de toxicité même si ce traitement offre peu de rémanence.

II.5.5.3. Rayonnement ultraviolet

Les ultraviolets sont de plus en plus utilisés pour la désinfection des eaux usées urbaines et industrielles notamment dans les zones côtières. Leur pouvoir bactéricide, virucide et germicide les rendent particulièrement efficaces et attractifs d'autant plus qu'ils n'entraînent pas l'apparition de sous-produits de désinfection toxique pour le milieu naturel contribuant à la sauvegarde des zones aquatiques sensibles.

Ce procédé présente néanmoins quelques inconvénients non négligeables nécessite de mettre en place en amont de son installation un système d'élimination des MES (filtration, charbon

actif...) inhibant ce traitement, un vieillissement plus ou moins rapide des lampes ou un coût relativement élevé.

II.5.6. Traitement des boues

Il n'existe pas de traitement d'épuration d'eau qui n'aboutisse à la production de résidus concentrés contenant les matières de pollution et les produits de transformation insolubles. Ces résidus appelés boues.

Une station d'épuration génère trois catégories de boues :

- ◆ **Les boues de traitement primaire** produites par décantation des matières en suspension, elles sont constituées essentiellement de matières organiques (70%) et minérales en suspension dans l'effluent, n'ayant pas subi de décomposition, elles sont très instables et putrescibles ;
- ◆ **Les boues de traitement physico-chimique** composées de matières organiques solubles ou colloïdales agglomérées dans les eaux traitées par addition d'un réactif coagulant (sels de fer ou d'ammonium). Elles contiennent 95% d'eau et 5% de matières solides qui sont constituées par 70 à 75% de matières organiques ;
- ◆ **Les boues issues de traitement biologique** formées par les bactéries qui se sont nourries de matières organiques contenues dans l'eau usées.

Le traitement des boues a pour objectifs de :

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

Le but principal est de traiter ces boues produites de façon à les valoriser en agriculture pour l'amendement des sols et comme engrais, d'autant plus que leur mise en décharge est interdite pour les grandes agglomérations.

L'extraction des boues se fait depuis le clarificateur, trois fois par semaine. En fonctionnement dégradé, il est prévu de pouvoir extraire en direct depuis le bassin d'aération.

L'épaississement est ensuite réalisé par égouttage sur deux tables d'égouttage. Il s'agit d'un système sommaire de pressage permettant d'obtenir des siccités de l'ordre de 6% à 7% sur des boues en excès préalablement conditionnées par des polymères.



Figure II.16: Table d'égouttage

La déshydratation des boues constitue la deuxième étape de réduction de leur volume. Elle s'opère sur des boues épaissies et conditionnées par des polymères et emploie un procédé de centrifugation. Les boues sont ensuite évacuées dans des bennes, enlevées par des camions.



Figure II.17: Déshydratation des boues

II.6. Conclusion

Les stations d'épuration permettent donc de limiter la pollution de l'eau. En effet, à cause de la surpopulation urbaine, l'auto-épuration naturelle n'est pas suffisante à l'élimination des nombreux détritiques polluants. Il est donc indispensable de mettre en place des stations d'épuration qui vont, grâce à la succession de plusieurs traitements éliminer progressivement la quasi-totalité de la pollution.

Chapitre III

Indicateur de performance
(Ratios de diagnostic)

III.1. Introduction

Pour pouvoir faire un diagnostic global et efficace concernant le fonctionnement d'une station d'épuration des eaux usées, afin de détecter des anomalies ou des dysfonctionnements, des ratios sont mis en place. Ces ratios nous donnent des informations sur la nature de la pollution engendrée par les eaux usées à l'entrée de la station ou pour les eaux épurées à la sortie de la station. Ces informations aident à adopter en premier lieu dans la phase d'étude et de dimensionnement, le mode d'épuration le bien approprié afin d'éliminer le maximum de polluants ou bien nous aide à faire une réhabilitation si il y a un dysfonctionnement au niveau de la station.

III.2. Intérêts des indicateurs de performances

Les indicateurs de performance sont des rapports d'un paramètre ou plusieurs paramètres, permettant d'évaluer la performance d'un processus, la qualité d'un service etc.

Regroupés par critères de synthèse, ils sont destinés à aider les responsables à réaliser le suivi et le diagnostic du processus étudié.

Dans notre étude les indicateurs de performances auront les rôles suivant :

- ***Un outil d'évaluation***

Ces ratios nous permettent d'en suivre les évolutions et de préciser des objectifs à atteindre : si ceux-ci ne le sont pas, l'analyse des résultats permet de comprendre pourquoi et d'y remédier.

- ***Un outil d'incitation à l'amélioration***

Ces ratios permettent de suivre les évolutions services de l'eau et de les comparer avec celles des autres collectivités. Ils constituent en cela des outils d'incitation à l'amélioration des STEP.

Les indicateurs de performance sont donc des paramètres qui permettent d'une part de suivre de manière détaillée dans le temps les différents résultats de la station d'épuration, d'autre part, une vision globale de son fonctionnement apportant aux responsables de services des éléments simples de comparaison.

III.3. Indicateurs de performance (Ratios de diagnostic)

III.3.1. Rapport DCO/DBO₅ [27]

Le rapport DCO/DBO₅ a une importance pour la définition de la chaîne d'épuration. Il permet d'évaluer la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné. En effet, une valeur faible du rapport DCO/DBO₅ implique la présence d'une grande proportion de matières biodégradables ce qui permet d'envisager un traitement biologique. Inversement, une valeur importante de ce rapport indique qu'une grande partie de la matière organique n'est pas biodégradable et, dans ce cas, il est préférable d'envisager un traitement physico-chimique.

- DCO/DBO₅ < 3 effluent facilement biodégradable
- 3 < DCO/DBO₅ < 5 effluent moyennement biodégradable

- $DCO/DBO_5 > 5$ effluent difficilement biodégradable, voire non biodégradable. (RODIER, *Analyse de l'eau*).

III.3.2. Rapport MES/ DBO_5

Le rapport MES/ DBO_5 indique la répartition de la pollution particulaire représentée par la MES et de la pollution dissoute représentée par la(DBO_5).

Les valeurs de ce ratio varient en fonction du phénomène de sédimentation-érosion au sein du réseau ainsi qu'au lessivage du sol (d'après CHEBBO 1992), des valeurs importantes pour ce rapport sont observées suite à des événements pluvieux importants, en effet plusieurs études montrent que le flux de MES rejeté par temps de pluie dans les milieux récepteurs proviennent majoritairement de la remise en suspension des dépôts accumulés (dépôts et biofilms) dans le collecteur.

III.3.3. Rapport $DBO_5 / N-NH_4^+ / P-PO_4^{3-}$

Le rapport $DBO_5 / N-NH_4^+ / P-PO_4^{3-}$ exprime l'équilibre nutritionnel, le métabolisme bactérien s'accompagne de besoins azotés sous forme d'azote ammoniacal et de besoins phosphorés sous forme d'ortho phosphates dans des proportions bien précises.

Toute déviation signifie un déséquilibre en nutriments qui constitue un handicap au niveau du traitement biologique. [28]

III.3.4. Rapport MVS/MES [29]

Ce rapport représente la proportion de la matière volatile en suspension par rapport à la matière en suspension, Ce facteur aura une incidence importante sur :

- ✓ La production de boues biologiques en excès,
- ✓ La qualité mécanique des boues activées
- ✓ Le taux de MVS dans le réacteur biologique
- ✓ Le dimensionnement du réacteur biologique tant pour le traitement de la pollution carbonée que pour la nitrification et la dénitrification simultanée (dans le même bassin)
- ✓ Le dimensionnement du clarificateur
- ✓ Le dimensionnement de la filière boues (directement par l'influence sur la production de boues).

III.3.5. Rapport DCO/P_T et DBO_5/P_T

Le rapport DCO/P_T indiquera la mixité relative de l'effluent ainsi que les possibilités et la faisabilité d'un traitement biologique du phosphore.

En effet la composition de l'eau usée influence de manière prépondérante l'efficacité du processus de déphosphatation biologique. Cette influence est pratiquement aussi importante que la présence ou l'absence d'oxygène dans le milieu. L'acétate et le propionate sont les substrats de choix pour une élimination maximale de phosphore. [30]

III.3.6. Rapport NH_4^+ /NTK

Le rapport NH_4^+ /NTK caractéristique de la pollution azotée apportée par l'effluent. Il indique le degré d'ammonification durant le transfert de l'effluent dans le réseau. Plus la valeur de ce ratio est élevée, plus l'azote organique est transformé en azote ammoniacal soluble (ammonification importante) donc une grande partie de la pollution azotée se trouve sous forme d'ions ammonium NH_4^+ . [31]

III.3.7. Rapport DBO_5 / NTK

Ce rapport est lié à la cinétique de dénitrification, une valeur faible de ce ratio désigne l'efficacité du procédé d'élimination de l'azote organique, induisant une nitrification importante. La majorité de l'azote organique sera donc transformée en nitrates sous l'action des bactéries nitrifiantes, la quantité de nitrates ainsi disponibles influence la cinétique de dénitrification. [31]

III.3.8. Rapport DCO/NTK

Le rapport DCO/NTK influence la cinétique de nitrification et donc le degré d'abattement de l'azote global. Plus ce rapport est faible, plus la vitesse de nitrification est élevée. [31]

III.3.9. Rapport DBO_5 / N à dénitrifier

Ce rapport indiquera la cinétique de la réaction de dénitrification, plus ce rapport diminue, plus le processus de dénitrification est ralenti.

En effet, la dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable. La vitesse de dénitrification est une fonction croissante de la pression de carbone exercée sur la biomasse, donc de la charge appliquée. [31]

III.3.10. Production des boues primaires / production des boues primaires théoriques

Ce rapport indiquera l'efficacité de la décantation physique des boues au niveau du décanteur primaire, plus le rapport est petit moins la décantation est bonne, ce qui est dû à la fermentation des boues. On constate des remontées de boue noirâtres et malodorantes en surface du décanteur primaire, la flottation de ces boues s'explique par la présence de microbulles internes qui diminuent la densité apparente des boues. Ces bulles sont la résultante d'une activité de fermentation anaérobie au sein de la boue. [31]

III.3.11. Rapport MS (extraites)/DCO

Ce ratio indique le taux d'extraction des boues :
Les variations de ce rapport sont dues à un problème au niveau du poste de déshydratation des boues : si une panne se produit avec l'une des centrifugeuses, la quantité de MS extraite sera plus faible et le ratio plus petit. [32]

III.3.12. Rapport Polymère /MS (déshydratées)

Ce ratio permet de vérifier l'efficacité de l'injection du polymère. Les quantités de polymère englobent également la quantité de polymère utilisée pour le graissage des canalisations (pompes gavage), et la quantité réellement utilisée pour la déshydratation des boues.

Un problème au niveau des centrifugeuses ou des pompes d'injection du polymère peut être une cause de variation de ce ratio. [32]

Le tableau suivant donne quelques indicateurs de performances, la limite de variation pour un effluent urbain ainsi que la signification et l'intérêt du ratio [32].

Tableau III.1 : limites de variation et signification des ratios

Ratio	Effluent urbain strict	Signification
DCO / DBO₅	2,2 -2,4	Evaluation de la biodégradabilité de la matière organique : ♦ DCO/DBO₅ < 2 : facilement biodégradable ♦ 2 < DCO/DBO₅ < 3 : biodégradable (a dominante domestique) ♦ DCO/DBO₅ > 3 : non biodégradable
DBO₅ / N-NH₄⁺ /P-PO₄²⁻ (C/N/P)	(100/5/1)	Exprime l'équilibre nutritionnel
MES/DBO₅	0,69 et 2,93	♦ Indiquera la nature de la pollution ♦ Influencera la production de boues.
MVS/MES	0,65 – 0,75	ce ratio indiquera l'organicité de l'effluent et les possibilités de son traitement.
DCO/PT	44-50	DCO/PT > 40 à 45 indique une bonne aptitude au traitement biologique du phosphore.
NH₄⁺/NTK	0,6 – 0,8	Indiquera le degré d'ammonification durant le transfert de l'effluent dans le réseau
DBO₅/NTK	4-5	♦ Indiquera la mixité de l'effluent

		♦ Influencera le taux d'abattement de l'azote.
NTK/DBO5	/	<p>Estimation de la cinétique de dénitrification :</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ NTK/DBO5 > 0.5 : k=1.7 mg N-NO3/g MVS. h ♦ NTK/DBO5 < 0.5 : k=2.1 mg N-NO3/g MVS. h ♦ NTK/DBO5 < 0.4 : k=2.4 mg N-NO3/g MVS. h ♦ NTK/DBO5 < 0.3 : k=2.7 mg N-NO3/g MVS. h ♦ NTK/DBO5 < 0.2 : k=3 mg N-NO3/g MVS. h
DBO₅/NO₃⁻	/	<p>Indiquera les possibilités et la faisabilité de la réaction de dénitrification.</p> <p>♦ DBO5/NO3- > 2 bonne dénitrification (technique de l'ingénieur, épuration de l'eau)</p>
Production des boues primaires /production des boues primaires théoriques	0,8	Efficacité de la décantation physique dans le décanteur primaire
MS/DCO (éliminée)	/	Indiquera le taux d'extraction des boues biologiques.
Polymère/MS (extraites)	/	<p>Permet de vérifier l'efficacité de l'injection du polymère.</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ Boues primaire : Polymère /MS = [3-5] ♦ Boues mixtes Polymère /MS = [6-8] ♦ Boues biologiques : Polymère /MS = [8-12]
Energie consommée sur DBO₅ ou DCO	/	Optimisation de la consommation énergétique

III.4. Conclusion

Les indicateurs de performance sont des éléments pertinents de comparaison, simples à mettre en place et sans dépense supplémentaire, pour mieux suivre le fonctionnement de la station d'épuration et afin de détecter les anomalies lorsqu'ils sont produits. Grâce à ces ratios on peut donner des solutions aux différents dysfonctionnements anomalies qui doivent mener à l'optimisation du traitement d'eaux usées au niveau de la station d'épuration dans un contexte de développement durable

Chapitre IV

Présentation de la STEP
d'Elrabta-Jijel

IV.1. Présentation de la wilaya de Jijel

La wilaya de Jijel se situe dans la partie Nord Est du pays à 356 km de la capitale Alger, à 96 km de Bejaia et 146 km de Constantine, la wilaya de Jijel couvre une superficie de 2 398 km. Elle est comprise entre les méridiens 5°25' et 6°30', à l'Est de Greenwich et entre les parallèles 36° 104 et 36°50' de l'hémisphère Nord. Elle est caractérisée par un climat méditerranéen pluvieux et froid en hiver, chaud et humide en été.

La wilaya de Jijel connaît un développement urbain rapide évalué en 2010 à environ 600 000 habitants qui engendre une évolution rapide tant à l'amélioration de l'alimentation en eau potable qu'à l'augmentation des volumes d'eau usée rejetée qui atteint 110000 m³/j en 2011. Par contre la population de la ville de Jijel a été estimée à 135 000 habitants (SCE ,2009) avec des volumes d'eau usée rejetée qui atteint 9400 m³/j.

La wilaya de Jijel est dotée d'une seule station d'épuration, cette dernière traite un volume annuel moyen de 2270040 m³/ans de la ville de Jijel et ces environs. Cette station d'épuration est gérée par l'office national de l'assainissement (ONA).

IV.2. Office National de l'Assainissement (ONA)

L'office national de l'assainissement (l'ONA), joue un rôle primordial, étant un établissement public national à caractère industriel et commercial, Il a été créé en avril 2001 sous la tutelle du ministère chargé des ressources en eau. Les missions qui incombent à l'ONA sont la gestion, l'exploitation et la maintenance des infrastructures d'épuration.

IV.2.1 Les missions de l'office national de l'assainissement

Dans le cadre de la politique nationale de développement l'ONA est chargé d'assurer surtout le territoire national, la protection de l'environnement hydrique et la mise en œuvre de la politique nationale d'assainissement en concertation avec les collectivités locales;

A ce titre, l'office national de l'assainissement est chargé, par délégation :

de la maîtrise d'œuvre et d'ouvrage ainsi que l'exploitation des infrastructures d'assainissement qui relèvent de son domaine de compétence, notamment :

- la lutte contre toutes les sources de pollution hydrique dans les zones de son domaine d'intervention ainsi que la gestion, l'exploitation, la maintenance, le renouvellement, l'extension et la construction de tout ouvrage destiné à l'assainissement des agglomérations et notamment, les réseaux de collecte des eaux usées, les stations de relevage, les stations d'épuration, les émissaires en mer, dans les périmètres urbains et communaux ainsi que dans les zones de développement touristique et industriel;
- d'élaborer et de réaliser les projets intégrés portant sur le traitement des eaux usées et L'évacuation des eaux pluviales;

- de réaliser les projets d'études et de travaux pour le compte de l'état et des collectivités.

IV.3. Localisation de la station d'épuration d'Elrabta

La station d'épuration est située à l'Ouest de la ville dans la région d'Elrabta à 2 km du chef-lieu de la wilaya, elle occupe environ 5,9 hectares et a été mise en service en juin 2008.

La station d'épuration est destinée à traiter les eaux usées d'origine domestique de la ville de Jijel et ses environs. Soit actuellement les rejets d'une population équivalente à 150 000 habitants en première phase, et d'après une extension future de la station comme deuxième phase, à 225 000 habitants (Document de la STEP).

La nature des eaux brute arrivant à la station généralement d'origine domestique, ces rejets viennent vers le réseau d'assainissement de la wilaya de Jijel, les eaux épurées sont déverser dans la mer .



Figure IV.1 : Station d'épuration d'Elrabta de la ville de Jijel

IV.4. Construction et choix d'implantation et de la STEP

La station a été construite par deux entreprises **Wabag** et **Cossider** et l'étude d'implantation dans la région d'Elrabta (Ramlet Zouwaya) a été faite par le bureau d'étude Hydrotraitement sous l'accord de la direction d'hydraulique de la wilaya de Jijel .

Plusieurs facteurs ont dirigés les responsables de l'étude d'implantation vers ce site, dont les plus importants sont : l'isolement de la station aux habitations pour éviter les problèmes des

odeurs, le raccordement adéquat du système d'assainissement et la protection de la côte méditerranéenne (Document de la STEP).

IV.5. Caractéristiques générales de la STEP d' Elrabtata-Jijel

Le tableau (IV.1) ci-dessous présente les Caractéristiques générales de la station d'Elrabta-Jijel, ainsi que la capacité nominale de cette station :

Tableau IV.1 : Caractéristiques générales de la station d'Elrabta-Jijel.

Maître d'ouvrage / Exploitant	Direction d'hydraulique de Jijel / Office national de l'assainissement (ONA)
Constructeur	Entreprise Wabag et Cossider
Année de mise en service	Juin 2008
Capacité nominale	30 000 m ³ /j
Equivalent habitant	150 000 EH
Lieu de rejet	Oued Echaaba

IV.6. Caractéristiques techniques de STEP

La station fonctionne à faible charge massique de l'ordre de 0,07 kg DBO₅ / kg MVS, à faible débit suivant le processus d'une aération prolongée à boue activées, ce processus permet d'obtenir une bonne efficacité d'élimination de la DBO₅ et une stabilisation des boues.

La STEP a été dimensionnée pour une eau ayant les caractéristiques de base suivantes :

IV.6.1. Charge hydraulique

Les valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP d'Elrabta-Jijel pour la phase actuelle, ainsi que pour la phase d'extension sont rapportées dans le tableau (IV.2) ci-dessous :

Tableau IV.2 : Valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP d'Elrabta-Jijel (Document de la STEP).

Paramètre	Unité	Valeur du paramètre	
		Phase 1	Phase 2
Nombre d'équivalent habitant	EH	150.000	225.000
Débit moyen rejeté	m ³ /j	30.000	45.000
Débit de pointe au temps sec	m ³ /h	1.960	2.940
Débit de pointe au temps de pluie	m ³ /h	3.750	6.251

IV.6.2. Charge polluantes

Les valeurs nominales de la Charge polluante de la STEP d'Elrabta-Jijel pour la phase actuelle, ainsi que pour la phase d'extension sont rapportées dans le tableau ci-dessous

Tableau IV.3 : Caractéristiques de l'eau brute (*Document de la STEP*).

Paramètre	Unité	Valeur du paramètre	
		Phase 1	Phase 2
Concentration de la DB05	g/m ³	300	300
Charge massique de DB05	Kg/j	9000	13 500
Concentration de la DCO à l'entrée	g/m ³	600	600
Charge massique de DCO à l'entrée	Kg/j	18 000	27 000
Concentration de NTK à l'entrée	g/m ³	55	55
Charge massique de NTK	Kg/j	1650	2 475
Charge massique de MES	Kg/j	12 000	15 570

IV.6.3. Qualité de l'effluent a rejeté

La STEP doit respecter certain normes de rejet fixé par l'OMS afin de préserver le milieu récepteur. Ces normes sont reportées dans le tableau suivant :

Tableau IV.4 : Caractéristiques de l'eau épurée selon les normes de la STEP (*Document de la STEP*).

Paramètre	Unité	Concentration
DB05	mg/l	30
DCO	mg/l	60
MES	mg/l	30
PH	–	Compris entre 5,5 et 9

IV.7. Collecte des eaux résiduaires

Elle se fait à travers un seul collecteur qui assure le transport à la fois des eaux domestiques et des eaux pluviales. Ce réseau unitaire est également économique car son dimensionnement est calculé en fonction des eaux pluviales dont le débit est plus important que celui des eaux domestiques. L'inconvénient majeur provient de la variabilité en quantité et en qualité des polluants qui arrive à la station d'épuration (Franck, 2002).

Le réseau d'assainissement de la ville de Jijel est à 92% unitaire et à 8% séparatif. Le linéaire total du réseau est de 113 Km. Le bassin versant est caractérisé par huit sous bassins dont la moitié se déverse au milieu naturel.

On dénombre 56 rejets directs, essentiellement concentrés sur l'Oued Mautas. Le volume d'eau rejeté directement dans le milieu naturel est estimé à 3 000 m³/j (SCE, 2009), par contre Le volume journalier arrivant à la STEP est de l'ordre de 9 400 m³/j

Le réseau est majoritairement gravitaire, il contient cinq stations de relevage, dont trois sont raccordées à la STEP (*Fig IV.2*)

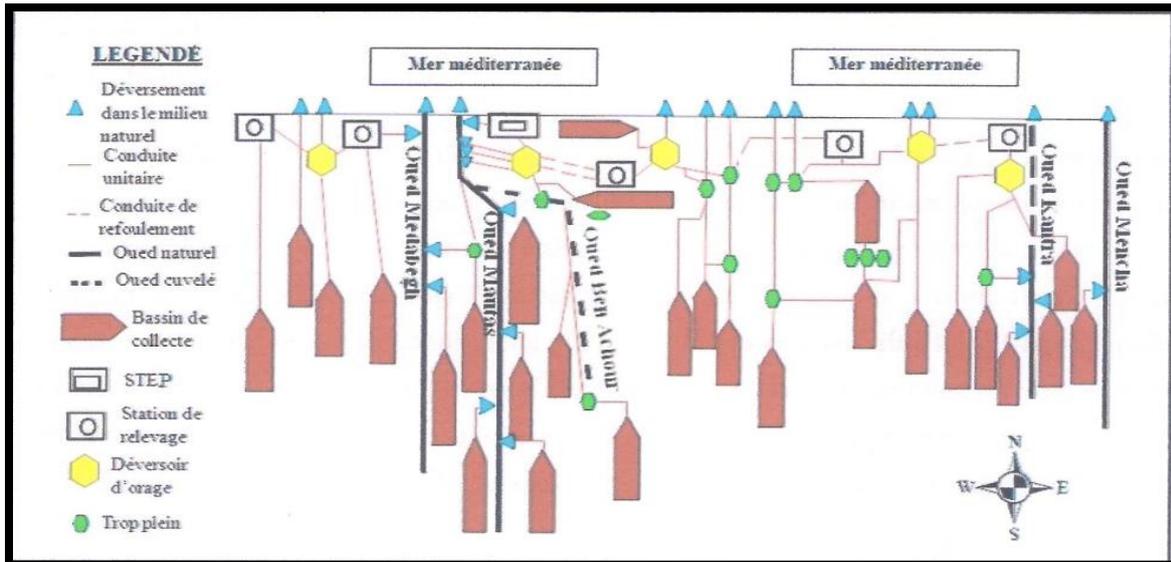


Figure IV.2 : Schéma synoptique du système d'assainissement de la ville de Jijel

IV.8. Procédé d'épuration

Les eaux usées arrivent à la station par gravité ou par pompage, les étapes par lesquelles passent ces eaux usées dans la station d'Elrabta-Jijel sont schématisées dans la figure suivante:

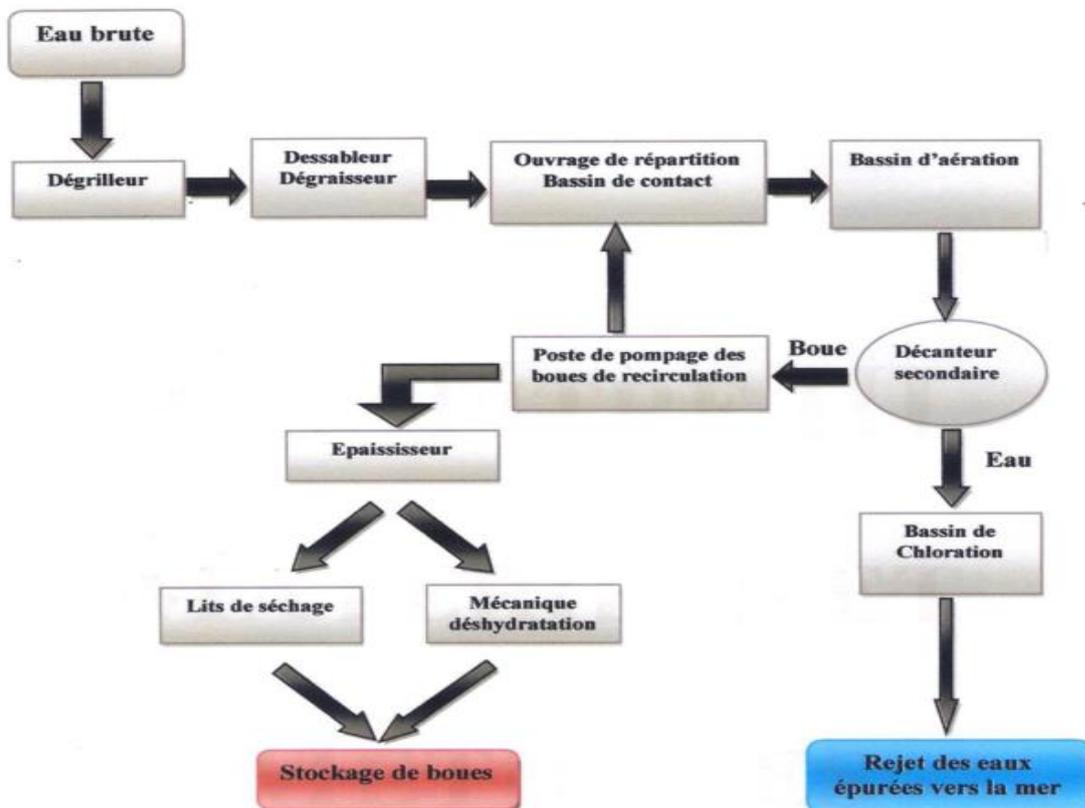


Figure V.3 : schéma des procédés de traitement au niveau de la STEP

IV.9. Procédé de traitement et description des ouvrages de la station

IV.9.1. Déversoir d'orage

Le déversoir d'orage sera prévu à l'extérieur de la station, le rôle de cet ouvrage est la protection du système contre les surplus des eaux usées. Les ouvrages hydrauliques seront dimensionnés pour un débit de 25 000 m³/h pour la première phase, un débit à ne pas dépasser sous peine de dysfonctionnement de la station. Le surplus d'eau est collecté dans un « déversoir d'orage ». Pour être évacué dans une conduite vers l'oued « Chàabat ben Achour », pour finir par rejoindre la mer (Document de la STEP).



Figure IV.4 : Déversoir d'orage muni d'une vanne de régulation de débit

IV.9.2. Station de relevage

Elle comporte quatre pompes qui fonctionnent en alternance selon la variation du débit entrant.

La commande des quatre pompes s'effectue par une sonde ultra sonique installée en haut du puits. Elles permettent de relever les eaux brutes admises dans la station pour les injectées dans le circuit du traitement.

Le passage de l'eau de la bêche au prétraitement se fait par le biais de ces pompes puis l'eau circule gravitairement vers les ouvrages (Dessableur-Déshuileur,...)



Figure IV.5 : Station de relevage

IV.9.3. Prétraitement

Il est destiné à séparer les eaux résiduaires :

- Les matières solides volumineuses risquant d'obstruer les canalisations de l'installation de traitement
- Les matières flottantes et les polluants liquides (huiles, hydrocarbures) non miscibles à l'eau et généralement moins dense qu'elle



Figure IV.6 entrée des eaux usées

Le schéma suivant illustre les différentes étapes de prétraitement :

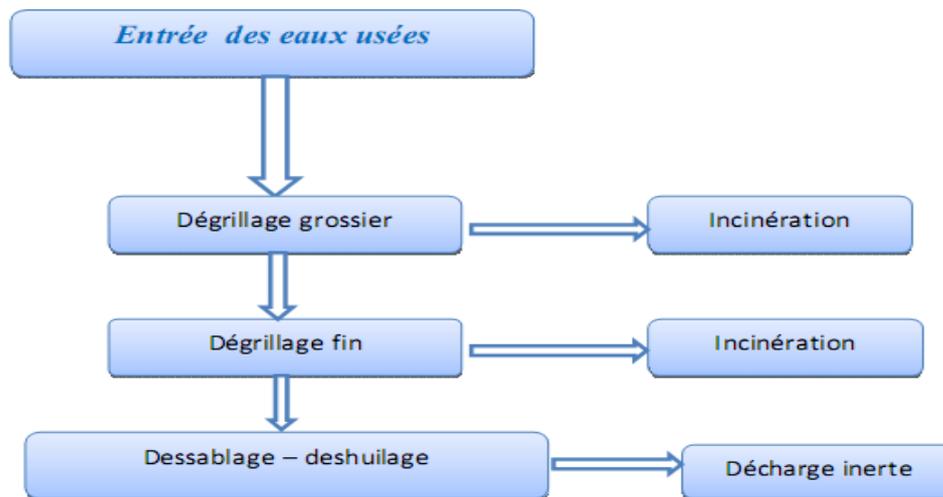


Figure IV.7 : schéma de différentes étapes de prétraitement au niveau de la STEP

IV.9.4. Le Dégrillage

Il permet de séparer les matières volumineuses. Son principe est extrêmement simple, puisqu'il consiste à faire passer l'eau brute à travers des grilles composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. L'espace entre les barreaux varie de 10 à 100mm. La vitesse moyenne de passage de l'eau entre les barreaux est comprise entre 0.6 et 1m/s.

La station d'Elrabta comporte deux types de dégrilleurs :

❖ Le dégrilleur grossier

Il existe deux dégrilleurs automatique grossiers assurant la rétention mécanique de déchets volumineux (papiers, plastique, bois...etc.) de dimension supérieur à 50 mm. Les matières de vidanges, sont stockées dans la fosse de dépotage construite en tête de la station et sont évacués en incinération (*Document de la STEP*).



Figure IV.8 : dégrilleur grossier

❖ Dégrilleur fin

Il comporte trois dégrilleurs, deux dégrilleurs fonctionnent automatiquement et l'autre manuellement (de secours). Déposer sur le même axe en communication hydraulique direct avec le dessableur déshuileurs, afin de retenir mécaniquement tous les petits corps étrangers de dimension supérieur à 10 mm, qui peuvent perturber le fonctionnement des installations .



Figure IV.9 : Dégrilleur fin

IV.9.5. Le dessablage-déshuilage

le dessablage a pour but d'extraire des rejets industriels, les graviers, les sables et autres matières minérales denses de façon à éviter les dépôts dans les conduites et canaux, et à protéger les pompes contre l'abrasion. Il peut devenir indispensable lorsque les usines sont desservies par un réseau unitaire, et notamment pour les industries métallurgiques ou mécaniques.

Le domaine usuel du dessablage porte sur les particules supérieures à 200 µm. Une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation. On peut considérer que le déshuilage se rapporte à l'extraction de toutes matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau.

La station d'Elrabta compte deux dessableur-déshuileur installés côte à côte. Chacun est muni d'un système d'injection d'air sous forme de microbulles permettant l'ascension et la flottation des huiles /graisses à la surface. Les matières lourdes (graviers et sables) suivent inverse et décantent en bas du bassin.

L'ouvrage est muni d'un :

- ✓ Système « air lift » pour extraire les résidus après un raclage du fond du bassin, Ils seront évacués dans un classificateur après passage par un « égouttoir ».
- ✓ Système de racleur superficiel, pour accumuler les graisses et les déversés dans des bennes de



Figure VI.10 : Dessableur-Déshuileur

IV.9.6. Le traitement biologique

Le procédé de traitement biologique utilisé au niveau de la station d'EL Rabta est le procédé des boues activées. Il est dit « à boues activées » car l'ensemble des conditions favorise une activité maximale des bactéries qui sont mise en œuvre ; cela concerne un apport en oxygène suffisant, une agitation permanente afin de favoriser le contact entre bactéries et pollution, une concentration élevée en bactéries pour augmenter l'efficacité du traitement .

La zone de traitement biologique comporte deux ouvrages principaux : le puits de Contacte (l'ouvrage de répartition) et les bassins d'aération :

IV.9.6.1 : Ouvrage de répartition (puits de contacte)

C'est la première étape de traitement biologique. La dépollution n'a pas encore débuté, mais il est nécessaire d'assurer un mélange « intime » des eaux usées en provenance du prétraitement avec les boues de retour afin d'amorcer l'épuration biologique et d'éviter la prolifération d'algues.



Figure IV.11 : Ouvrage de répartition (puits de contacte)

IV.9.6.2. Bassin d'aération :

Le mélange eaux usées –boues activées collectées dans l'ouvrage de répartition est déversé dans Les bassins d'aération (réacteurs biologiques) dans lesquels s'effectue la transformation de la matière organique par les microorganismes aérobies. Ils constituent un élément fondamental de la filière définie sous le terme de boues activées. Une bonne gestion de l'aération permet également d'assurer les réactions de nitrification et de dénitrification.

La station d'épuration d'Elrabta-Jijel comporte deux grands bassins d'aération séparés chacun en six compartiments (aérateurs) identiques communicants. Chaque compartiment est équipé d'un aérateur de surface permettant l'oxygénation de l'eau.



Figure IV.12 : Bassin d'aération

Le tableau ci-dessous montre les dimensions de chaque bassin d'aération :

Tableau IV.5 : les dimensions du bassin d'aération

Désignation	unité	Valeur
Charge massique	kg DBO5 / kg MVS	0,07
MES	g /l	5
Charge en DBO5	kg/j	9000
Nombre de Bassin		2
Hauteur d'eau	m	4,5
Longueur droit	m	66
Longueur	m	44
Volume totale	m ³	26136

IV.9.7. Décanteur secondaire

La STEP est dotée de deux décanteurs cylindro-coniques équipés de racleurs de fond appelés clarificateurs. La liqueur mixte de boues activées est ensuite dirigée sur les ouvrages de decantation secondaire, dans le but de separer l'eau epurée des boues qu'elle contient. la liqueur mixte est introduite en son centre ; l'eau clarifie deborde en peripherie dans une double goulotte de reprise et les boues se deposent sur le radier et seront raclées vers le centre de l'ouvrage ou elles s'épaississent legerement.



Figure IV.13 : Décanteur secondaire

IV.9.8. Désinfection

L'eau sort des décanteurs secondaires sera désinfectée. La désinfection des effluents a pour objectif principale d'hygiéniser les effluents épurés, afin de protéger les zones sensibles de rejet (la mer) ou pour une éventuelle réutilisation de ces eaux épurées. La désinfection se fait par l'injection de l'eau de javel (hypochlorite de sodium) ou le chlore gazeux à l'entrée du bassin de chloration afin de détruire les germes pathogènes et donc obtenir une eau épurée à la sortie de la STEP qui devra correspond à la norme exigée.



Figure IV.14 : Bassins de désinfection

Note : Il est à signaler que la chloration au niveau de la STEP est suspendue.

IV.9.9. Le traitement des boues

IV.9.9.1. Recirculation des boues

Pour assurer un traitement biologique efficace, il faut maintenir une concentration constante (Voisine de 5g/l) dans le bassin d'aération. Pour cela, il est nécessaire de recirculer une partie des boues qui sont extraites du décanteur secondaire vers l'entrée du bassin d'aération (boues recirculées), ce qui permet de respecter une charge massique de fonctionnement considérée ou de limiter le temps de séjour dans les décanteurs pour garantir une bonne qualité et un âge de boue bien défini et d'éviter conséquemment l'accumulation et le débordement du lit de boue dans les décanteurs.

IV.9.9.2. Evacuation des boues en excès

La biomasse augmentant chaque jour avec la quantité de la pollution retenue. Il est donc nécessaire d'enlever régulièrement les boues excédentaires pour maintenir un taux de MES stable dans le bassin d'aération. Il est noté que la baisse dans la production des boues en excès durant les dernières années est due à la recirculation de la majeure partie des boues biologique récoltées, pour améliorer le rendement du traitement biologique (Document de la STEP).

IV.9.9.3. Epaissement des boues

L'objectif principale d'épaississement des boues est de réduire le volume de ces dernières et ainsi d'augmenter leurs concentration, cette opération concerne les boues en excès, c'est-à-dire les boues qui ne sont pas recycler, elles seront pompées à une concentration 10 g/l de la sortie de décanteur secondaire et acheminées vers l'épaississeur pour assurer un épaississement de la boue sous l'action de la pesanteur (pression d'eux) et simultanément par «raclage» qui assure la séparation des deux phases. Considérant l'expérience locale, la concentration à la sortie de l'épaississeur est de 30 à 35g/l.



Figure IV.15 : Epaisseur

IV.9.9.4. Déshydratation des boues

Les boues épaissies sont ramenées au centre de l'ouvrage par alimenter les unités de déshydratation (naturelles et ou mécaniques), La déshydratation permet de diminuer la teneur en eau des boues et d'atteindre une siccité allant de 15 à 40%.



Figure IV.16 : System de pompage pour l'aspiration des boues en excès

❖ Déshydratation mécanique des boues

Elle correspond en fait à une augmentation forte de siccité, modifie l'état physique des boues, celles-ci passant de l'état liquide à l'état pâteux ou solide. Cette opération est assurée par des filtres à bandes. Après un mélange avec des polymères, la boue est déversée sur un tapis roulant qui assure l'élimination de toute trace d'eau.

Le but de cette opération est le séchage des boues pendant la période pluvieuse, et donc obtenir une boue parfaitement floculée, pâteuse avec une siccité de 18 à 20%.



Figure IV.17 : Presse de déshydratation

❖ Déshydratation naturelle (lits de séchage)

C'est le procédé le plus utilisé le long de l'année sauf en période pluvieuse ; car il est peu onéreux et très facile à mettre en œuvre.

Il consiste en une filtration gravitaire couplée à un séchage à Pair libre de la boue épaissie épanchées sur des aires rectangulaire appelées « lits de séchages » en couches superposées n'excédant pas les 50 cm d'épaisseur.

La STEP compte dix-huit lits de séchage rectangulaire (15m x 30m). Le lit est constitué d'une couche de sable de filtration disposée sur une couche support de gravillons. Cette dernière sert aussi à protéger un réseau de canalisation ou seront drainées les eaux récupérées de la boue. L'élimination de l'humidité résiduaire s'opère grâce à l'effet d'évaporation et d'égouttage de la boue (Document de la STEP).



Figure IV.18 : Lits de séchage

IV.10. Laboratoire d'analyses de la STEP

Le laboratoire est une partie importante de la station, c'est là que sont effectuées les analyses de l'eau brute et de l'eau épurée.

les analyses sont pratiquées quotidiennement afin d'avoir des informations sur les eaux brutes qui rentrent dans la station, les eaux épurées à la sortie du bassin d'aération et les eaux épurées à la sortie de la station.

Les analyses effectuées sur les échantillons brutes et traités sont : température, pH, conductivité, MES, MVS, DBO5 et DCO ainsi que les différents paramètres indésirables (nitrates, nitrites, azote total, phosphate total, ortho phosphate).

IV.10.1. Méthode potentiométrique

Cette méthode met en œuvre le plus souvent des électrodes spécifiques qui sont utilisées par immersion dans l'eau, elles permettent de mesurer : le potentiel d'oxydoréduction PH, l'oxygène, et la conductivité. Le couplage de ces sondes à une unité centrale de saisie de donnée permet de suivre sur le site l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps.



Figure IV.19 : PH mètre

Le PH : est mesuré avec PH mètre de marque HACH.

La température : elle est mesurée directement et simultanément à l'aide de conductivimètre. les résultats sont exprimés en °C.

La conductivité électrique, salinité, solides dissous totaux (TDS) : elles sont mesurées directement à l'aide d'un conductivimètre de marque HACH (HQIUD), les résultats sont exprimés en $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour la conductivité ; en mg/l pour les TDS est en % pour la salinité.



Figure IV.20 : Conductivimètre

IV.10.2. Méthode gravimétrique

Son principe est basé sur la mesure d'une masse égale directement proportionnelle à l'élément recherché. Parmi les applications, la mesure des MES, après séparation solide-liquide.

♦ **MES** : la détermination des MES de l'eau brute s'effectue par filtration à l'aide d'un dispositif de filtration sous vide, par contre la concentration des MES de l'eau épurée est mesurée directement à l'aide d'un spectrophotomètre.



Figure IV.21 : Pompe de filtration

IV.10.3. Méthode colorimétrique

C'est la méthode analytique la plus utilisée en analyse d'eau. Elle nécessite la mise en œuvre préliminaire d'une réaction colorée spécifique d'élément recherché. Elle s'appuie sur le fait que toute solution colorée traversée par un faisceau de lumière absorbée est proportionnelle à la concentration du composé coloré recherché.

la demande chimique en oxygène (DCO) : Pour mesurer la DCO, on utilise des tests en cuve commerciales (LCK 114) ou l'eau est injectée dans ces tubes puis la lecture se fait dans un spectrophotomètre VIS DR-2800. On utilise la même méthode pour mesurer les paramètres suivants : nitrites (NO_2), nitrates (NO_3), l'azote totale (NT), les orthophosphates (PO_4^{3-}), phosphore totale (Pt). Tel que chaque paramètre possède un test en cuve spécial contient des substances propres à lui.



Figure IV.22 : Spectrophotomètre

IV.10.4. Méthode volumétrique

Il s'agit de la mesure d'un volume d'une solution titrée proportionnel à l'élément recherché, de nombreux paramètres sont déterminés par volumétrie (chlorures, alcalinité,...).

♦ **Indice de boue (IB) :** si la concentration de la boue dans l'éprouvette dépasse les 900 ml, on fait une dilution. On agite et on prélève 500 ml. On complète par de l'eau du clarificateur. On obtient ainsi l'indice de boue qui est le volume occupé par un gramme de boue décantée (ml/g).



Figure IV.23 Eprouvette

IV.10.5. Méthode manométrique (DB05)

Une quantité d'eau est versée, dans une bouteille fermée avec un bouchon muni d'un capteur de pression, le volume choisi est en fonction de la gamme de mesure souhaitée. L'appareil de mesure DBO Trak, est placée dans un réfrigérateur maintenu à 20°C. On suit ensuite, en fonction du temps, soit tous les jours pendant cinq jours pour la DB05, la consommation d' O_2 , qui se traduit par une diminution de la pression d'air. L'oxygène des matières organiques par les micros organismes provoquent la formation de CO_2



Figure IV.24 : Appareil DBO trak et réfrigérateur

qui sera piégé par des cristaux d'hydroxyde de lithium. Les résultats de DB05 seront lus directement par affichage de l'appareil DBO Trak après cinq jours.

Note : Le Spectrophotomètre au niveau de la STEP a été en panne durant la période 2010 à 2013, au début d'année 2014, ils ont amené un nouveau spectrophotomètre .

Chapitre V

Résultats et discussions

Dans ce chapitre nous présentons les résultats mensuels d'analyses des différents paramètres caractérisant la pollution mesurée au sein du laboratoire de la STEP d'Elrabta-Jijel durant la période Novembre 2008 jusqu'à Août 2009. Ensuite nous calculons les ratios de diagnostic de la STEP en les comparant aux les normes de l'office mondial de la santé (OMS) ainsi qu'aux normes algériennes, afin d'évaluer ces performances épuratoires. En outre, nous avons effectué un bilan énergétique.

V.1. File eau

Le tableau suivant est un récapitulatif des valeurs minimales, moyennes et maximales des paramètres globaux.

Tableau V.1: Paramètres globaux en entrée et en sortie de la STEP, de Novembre 2008 jusqu'à Août 2009.

Paramètres	Valeurs minimales		Valeurs moyennes		Valeurs maximales		Rendement (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	
Débit (m3/j)	6 490,03	6 164,52	8 720,19	7 974,40	10 656,45	10 106,77	
Température (C°)	13,96	12,96	18,72	18,71	26,03	26,88	
pH	7,21	7,15	7,48	7,57	7,78	7,88	
Conductivité (µs/cm)	1 068,41	939,89	1 269,88	1 131,75	1 457,55	1 290,21	
MES (mg/l)	224,58	3,00	325,71	4,61	419,42	8,60	98,58
MES (kg/j)	2 352,87	23,75	2 840,22	36,79	4 469,52	75,38	
DCO (mg/l)	349,35	56,20	499,37	69,71	678,32	80,23	86,04
DCO (kg/j)	3 660,10	366,85	4 354,62	555,88	4 886,15	643,28	
DBO5 (mg/l)	202,11	3,48	259,81	4,63	352,29	5,94	98,22
DBO5 (kg/j)	2 043,60	35,21	2 265,58	36,90	2 537,65	36,59	
NTK (mg/l)	54,91	3,04	72,86	3,93	84,73	6,64	94,60
N-NH4 ⁺ (mg/l)	28,83	0,18	46,66	0,61	53,57	1,84	
NH4 ⁺ (mg/l)	37,19	0,23	60,19	0,79	69,11	2,37	
N-N03 ⁻ (mg/l)	1,75	2,11	3,31	3,11	4,53	4,66	

N03⁻ (mg/l)	7,75	9,35	14,67	13,79	20,05	20,66	
N-N02⁻ (mg/l)	0,44	0,06	0,68	0,09	0,87	0,17	
N02⁻ (mg/l)	1,45	0,20	2,23	0,30	2,86	0,55	
P-P0₄³⁻ (mg/l)	13,12	7,03	19,08	9,89	25,54	12,28	13,12
PT (mg/l)	6,45	3,73	9,04	4,69	12,58	6,06	48,12

Tableau V.2 : Paramètres supplémentaires.

Paramètres	Valeurs minimales	Valeurs moyennes	Valeurs maximales
	Boues activées	Boues activées	Boues activées
MS (mg/l)	35,97	59,33	84,32
MVS (mg/l)	21,64	26,56	33,77
% de MVS	35%	47%	62%
Consommation électrique total (Kwh /j)	1 697	2 055	2 574

V.1.1. Evolution de la charge hydraulique

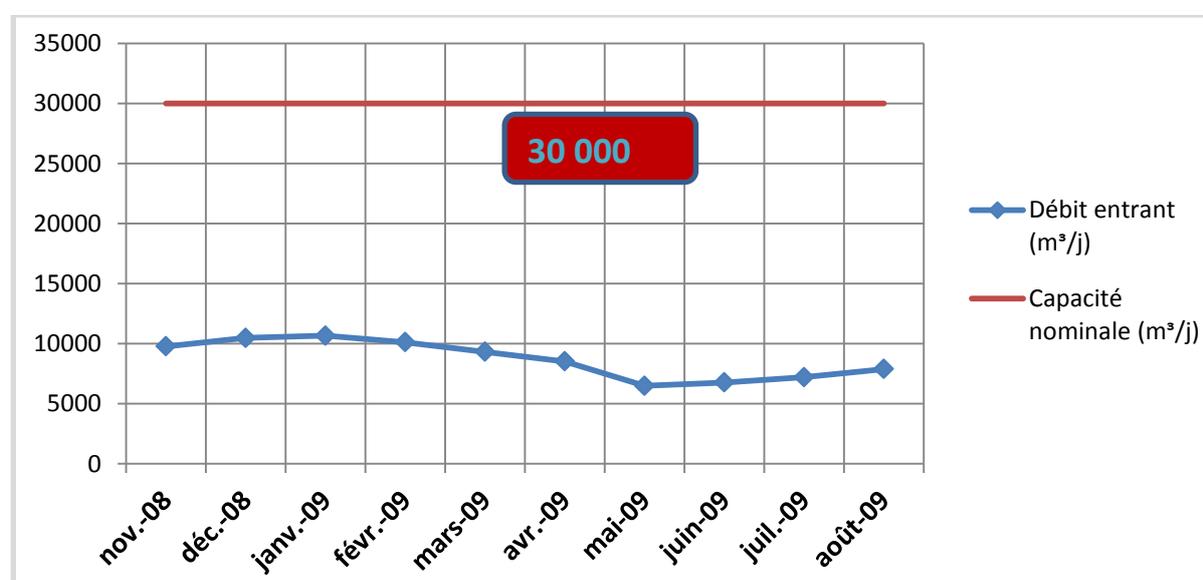


Figure V.1 : Evolution du débit d'entrée de la STEP d'Elrabta-Jijel (Novembre 2008 à Août 2009)

A l'entrée de la station les débits sont extrêmement variables, allant de 6490 m³/j mesuré en Mai 2009 à 10656 m³/j mesuré en Janvier 2009, ce dernier représente 36% de la capacité nominale de la station. La valeur moyenne oscille autour de 8720 m³/j représentant 29% de la capacité nominale.

Les valeurs des débits journaliers sont toutes aux dessous de la capacité nominale, de telles valeurs de charges ne posent aucun problème au sein de l'installation.

V.1.2. Taux de dilution

Le taux de dilution représente la quantité des eaux indésirables s'infiltrant au réseau d'assainissement et arrivant à la STEP. C'est eaux dénommées « eaux claires parasites » vont diluer les concentrations des différents paramètres de la pollution. Le taux de dilution représente le pourcentage de volume de ces eaux parasites par rapport au volume des eaux usées domestiques évalué à partir de la charge entrante de DBO₅ (kg/j) en considérant une dotation de 150 l/j/habitant, avec 50 g DBO₅ /j et par équivalent habitant.

Le tableau représente les résultats de calcul des volumes d'eaux claires parasites ainsi que les taux de dilution correspondants aux pointes de charges hydrauliques.

Tableau V.3 : Taux de dilution.

Date	Eau Brute (m ³ /j)	Charge entrante (kgDBO ₅ /j)	Charge entrante(EH) 1EH=60g (DBO ₅ /j)	Volume d'eaux domestiques (150l/EH/j)	Volume d'eaux claires parasites (m ³ /j)	Taux de Dilution (%)
15-nov-08	22 104	2 675	53491,68	8 024	14 080	175%
19-déc-08	22 780	3 850	76996,4	11 549	11 231	97%
18-janv-09	20 558	5 880	117591,76	17 639	2 919	17%
19-févr-09	15 046	3 551	71017,12	10 653	4 393	41%
10-mars-09	13 102	2 778	55552,48	8 333	4 769	57%
18-avr-09	10 208	1 490	29807,36	4 471	5 737	128%
07-mai-09	12 288	2 961	59228,16	8 884	3 404	38%
16-juin-09	9 058	2 563	51268,28	7 690	1 368	18%
22-juil-09	9 323	2 778	55565,08	8 335	988	12%
23-août-09	8 084	2 482	49635,76	7 445	639	9%

La courbe suivante représente le taux de dilution pendant la période d'étude :

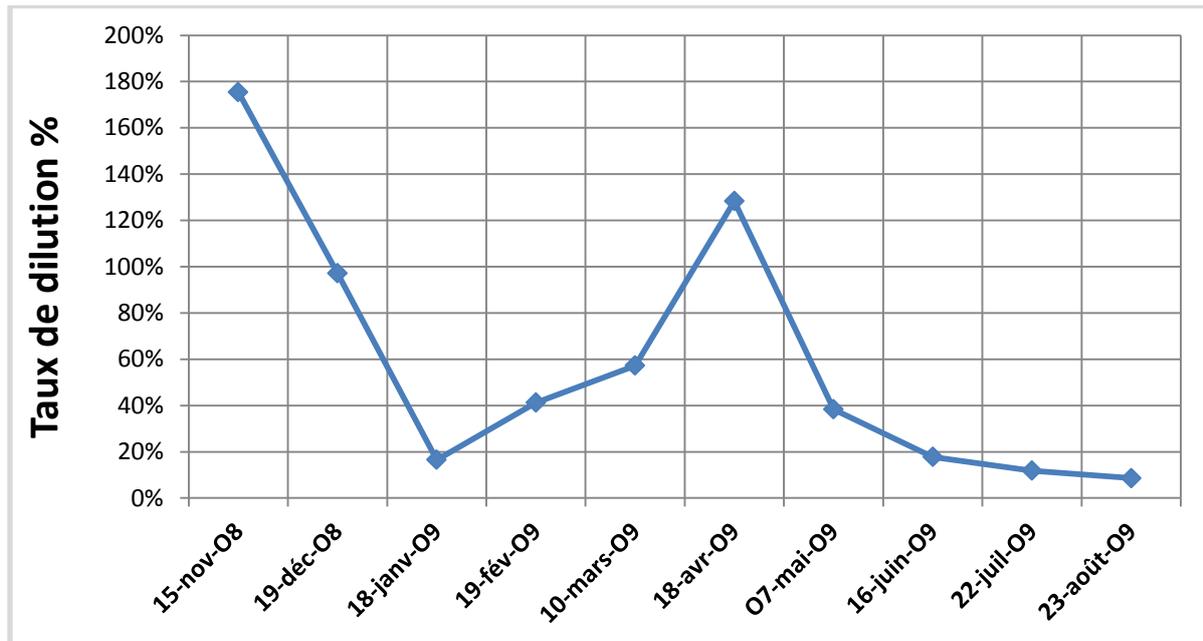


Figure V.2 : Evolution du taux de dilution dans la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).

On mesure ponctuellement des pointes brutales de charges hydrauliques, ces dépassements en volumes sont imprévisibles et peuvent détériorer de façon durable les performances de traitement de la station. La station a reçu des dépassements de volume des eaux usées en deux (02) entre Novembre 2008 et Août 2009 avec un taux de dilution maximal, enregistré le 15 Novembre 2008 égal à 175 %. Les eaux claires parasites ont représenté un total d'environ 49528 m³ durant la période étudiée. Ceci est à relier à **des événements pluvieux importants et à la nature du réseau (réseau unitaire)**. Cela peut, en général, avoir des conséquences techniques assez désagréables :

- Epuisement des postes de relevage ;
- Surcharge des postes de relèvement avec augmentation des durées de pompage et donc des consommations d'énergie, usure mécanique des équipements...
- La dilution de la pollution dont la réduction devient plus difficile et plus onéreuse donc une baisse du rendement épuratoire. De plus, les pointes de débit importantes nuisent à la qualité du processus d'épuration (décantation notamment par baisse des temps de séjour).

Cependant, malgré la présence gênante de ces eaux claires parasites, le taux moyen de dilution est de 59% (le volume total des eaux claires parasites reste donc inférieure aux volumes des eaux usées), ainsi le débit maximal que la STEP a reçu (22780 m³/j), ne représente que 76 % de la capacité nominale de la STEP (30000 m³/j). Il est vrai que tant que la capacité nominale n'est pas atteinte, de telles pointes de charges devraient pouvoir être

absorbées sans problème par l'installation. Aussi que la STEP est munie d'un déversoir d'orage qui sera utile dans le cas où la capacité nominale sera dépassée.

V.1.3. Les paramètres physico chimiques

V.1.3.1. La température

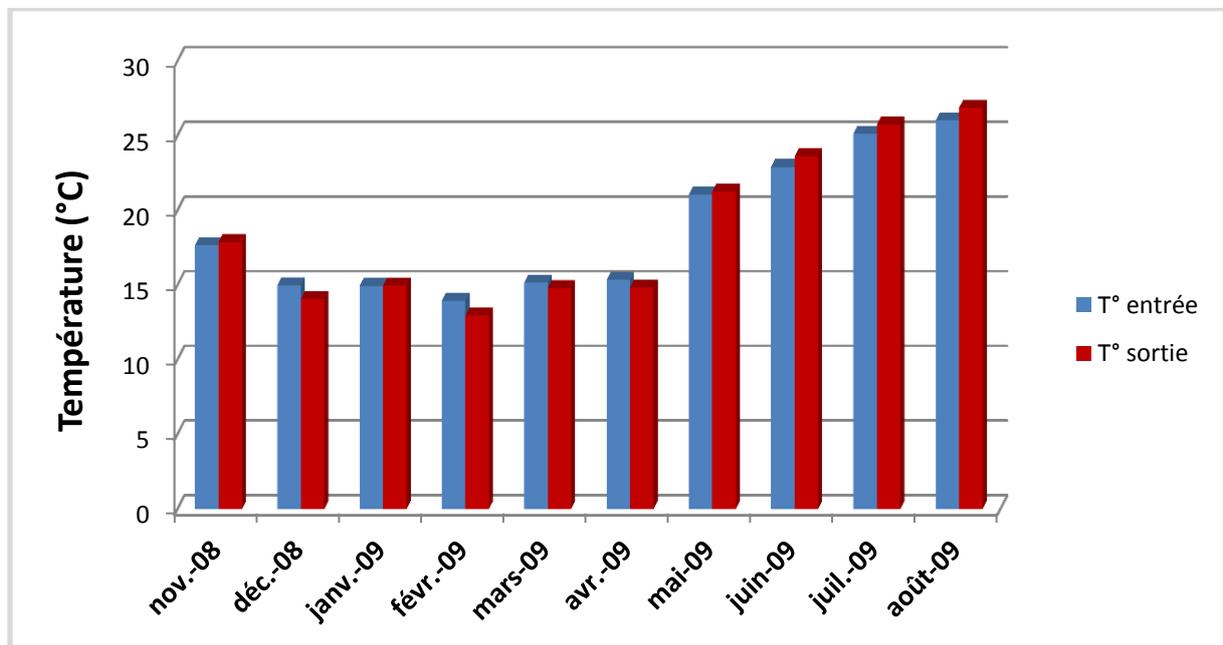


Figure V.3 : Représentation graphique de l'évolution de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).

La température est un paramètre dont la détermination et le contrôle sont importants du fait de son influence sur les processus chimiques et biologiques. Les eaux brutes de la ville de Jijel ont une température moyenne de 18.7°C, cette valeur se situe dans une gamme favorable à l'activité des microorganismes épurateurs ($< 30^{\circ}\text{C}$).

En sortie de station les valeurs sont comprises entre 12.9°C et 26.9°C avec 18.7°C comme valeur moyenne. Ces valeurs sont conformes aux normes qui fixent 30°C comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur [33]. De même ces valeurs de température sont inférieures à 35°C, considérée comme valeur limite indicative pour les eaux destinées à l'irrigation [34].

V.1.3.2. Le pH

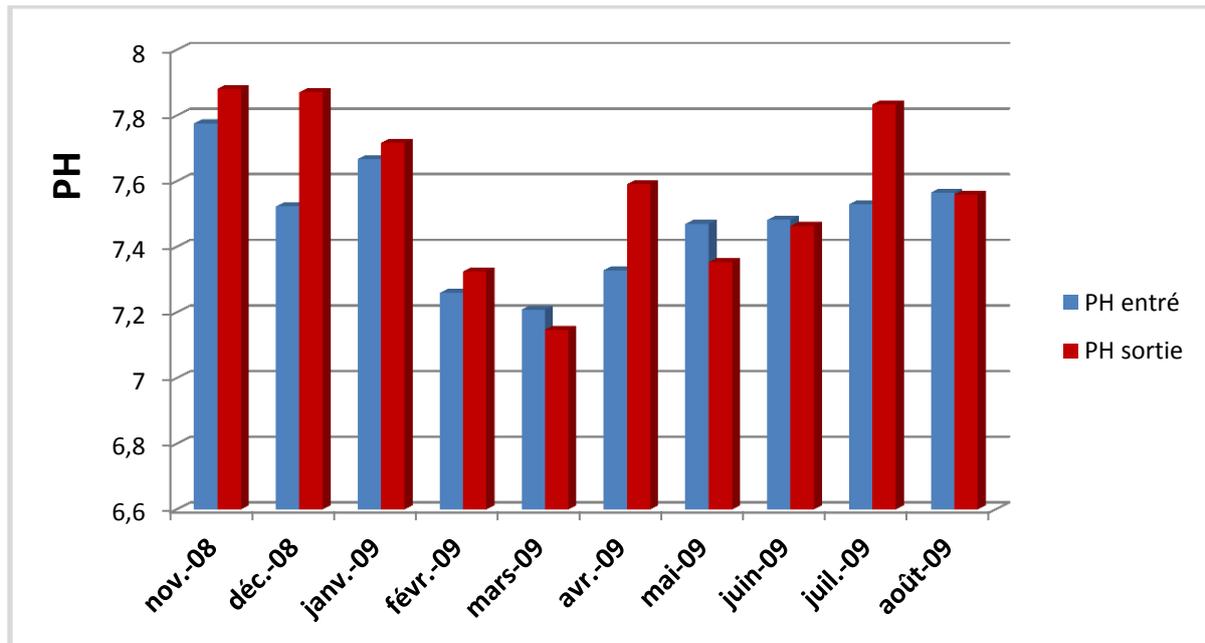


Figure V.4 : Représentation graphique de l'évolution du pH à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).

Il s'agit évidemment d'un paramètre fondamental de caractérisation des eaux usées, il joue un rôle primordial dans les processus biologiques dont certains exigent des limites très étroites de pH. [35]

A l'entrée de la station, les valeurs du pH varient entre 7.2 et 7.8 avec 7.4 comme valeur moyenne, le pH oscille donc entre des valeurs voisines de la neutralité et des valeurs légèrement basiques.

Le phénomène de la corrosion au niveau des canalisations est directement influencé par le PH, mais vu que la plupart des canalisations raccordées sont en béton, ce problème reste négligeable.

Les eaux épurées ont un pH moyen de 7.5. Ces valeurs sont en accord non seulement avec les limites [6.5-8.5] fixées par l'OMS, mais aussi avec les normes algériennes [6.5 -7.5].

V.1.3.3. La conductivité électrique

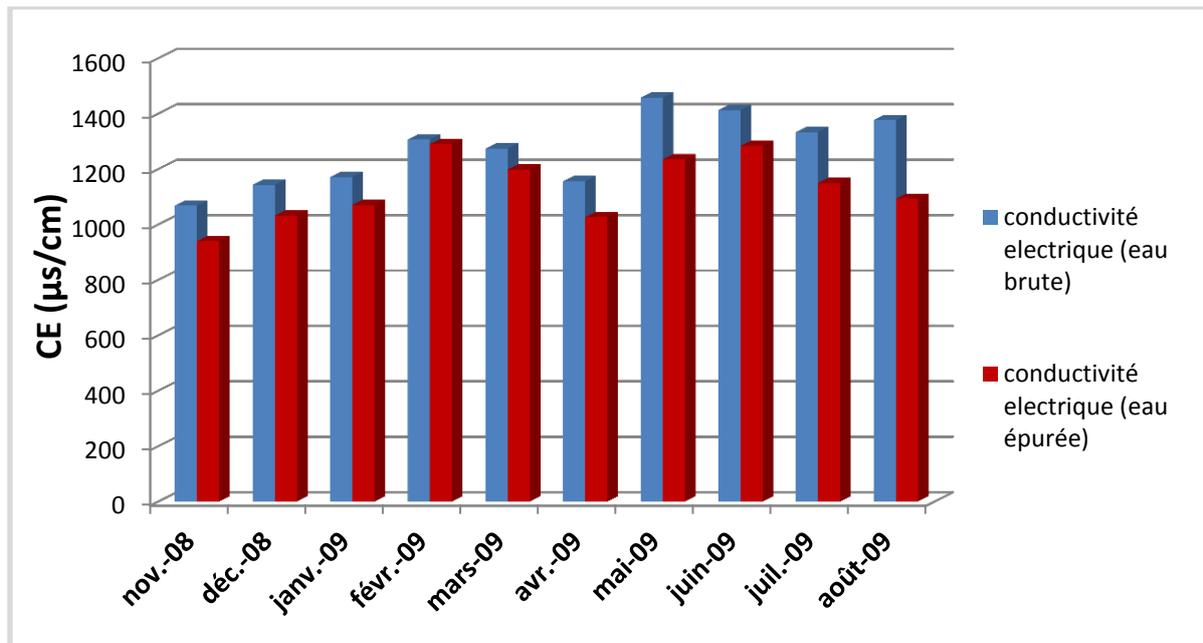


Figure V.5 : Représentation graphique de l'évolution de la CE à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ekrabta-Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

La conductivité électrique est probablement l'un des plus simples et des plus importants paramètres pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale.

Les eaux brutes de la ville de Jijel ont une conductivité électrique moyenne de 1270 µs/cm contre une valeur moyenne de 1132 µs/cm en sortie de la station.

Les valeurs de conductivité des eaux brutes pour la période allant de Novembre à Août dépassent 1000 µs/cm, ceci s'explique par la présence d'une minéralisation élevée probablement due à un apport massif de détergents apportés par les eaux usées domestiques (RODIER et al, 2005 [36]). En revanche on constate une légère diminution de ces valeurs dans les eaux épurées qui résulte des différentes étapes de traitement.

Les valeurs moyennes enregistrées à la sortie de la STEP sont inférieures à 2700 µs/cm, considérée comme valeur limite par l'OMS pour le rejet dans le milieu récepteur. [33]

Néanmoins, la comparaison des valeurs de conductivité électrique avec les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation permet de les classer dans la classe(3) : [750µs/cm-2250µs/cm]. Ces eaux sont donc à haute salinité et ne devraient pas être utilisées dans les sols où le drainage est faible. De plus, ce type d'eau ne doit pas servir à irriguer les plantes sensibles aux sels même sur les sols ayant un bon drainage. [37]

V.1.3.4. Oxygène dissous

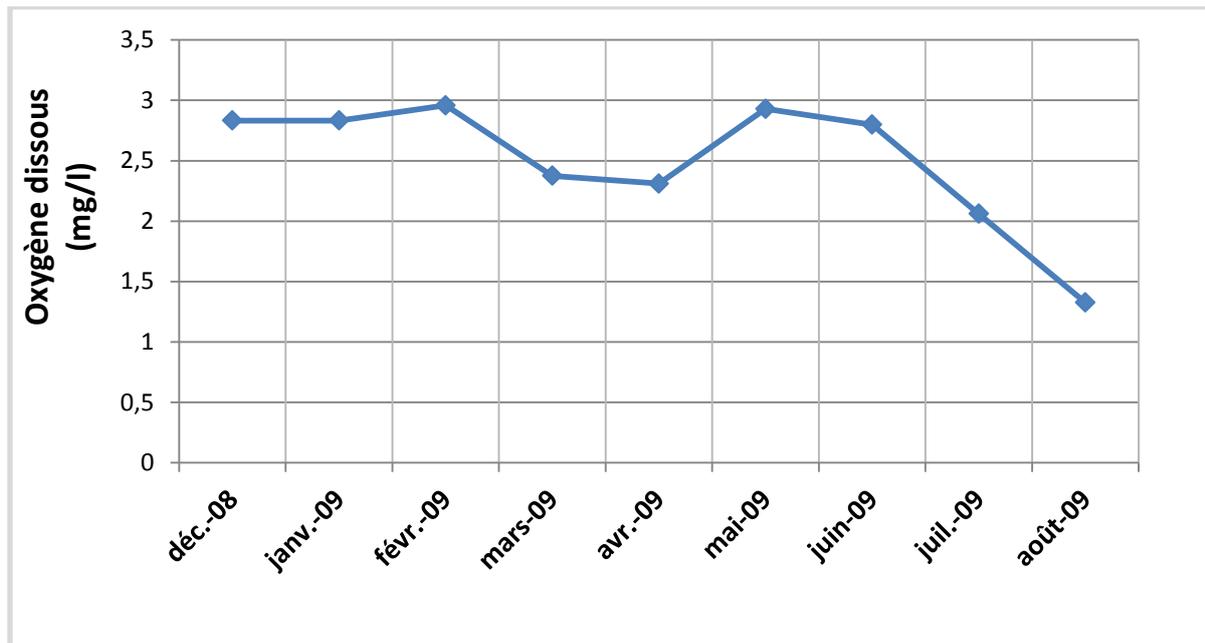


Figure V.6 : Représentation graphique de l'évolution de la concentration d'oxygène dissous au niveau de la STEP d'Elrabta- Jijel(novembre 2008 à Août 2009).

Concernant la concentration de l'oxygène dissous dans les deux bassins d'aération on remarque des valeurs extrêmement variables allant de 1,32mg/l à 2,96 mg/l durant la période de décembre 2008 à Août 2009 avec une moyenne de 2,50 mg/l.

En effet le niveau d'oxygénation de l'eau est la résultante d'un grand nombre de processus microbiologiques et physicochimiques. Les trois mécanismes influençant fortement la concentration en oxygène dissous sont ; l'activité hétérotrophe (dégradation de la matière organique), la respiration endogène et la nitrification. [38]

En effet pour une installation de type boues activées à faible charge des concentrations en O₂ dissous comprises entre 2 à 3mg/l sont largement suffisantes durant la phase d'aération.

De ce fait s'il y a une sur-aération observée au niveau de la STEP, ceci influence la qualité du traitement et peut entraîner un dégazage dans le clarificateur favorisant la formation du flottants et pouvant également conduire à de fortes concentrations en nitrates en sortie de station.

V.1.4. Les paramètres de la pollution particulaire

V.1.4.1. Matière en suspension (MES) :

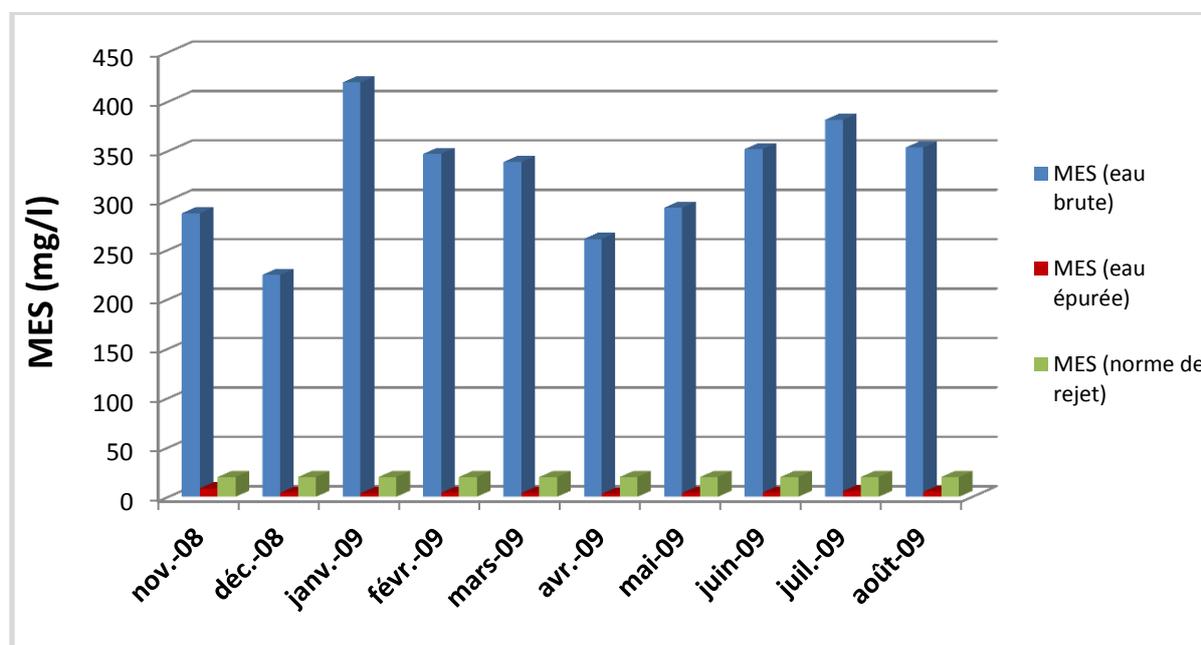


Figure V.7 : Evolution de la concentration des MES à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)

A l'entrée de la STEP, la concentration moyenne en MES est de 326 mg/l, avec une valeur maximale de 419 mg/l et une concentration minimale de 224mg/l.

Cependant, à la sortie de la STEP, nous enregistrons un très bon rendement d'élimination de 98.58 % en moyenne avec une concentration moyenne de MES en sortie égale à 8, 6 mg/l.

La valeur moyenne à la sortie de station est conforme à la norme de rejet fixée par l'OMS qui est de 20 mg/l. Ces valeurs restent également inférieures à la norme algérienne qui est de 35 mg/l et sont très loin de la norme fixée pour l'irrigation qui est de 2000 mg/l (J.M Ranchet, J.P Philippe, 1982).

V.1.5. Evolution des paramètres de la pollution organique globale

V.1.5.1. La demande chimique en oxygène (DCO)

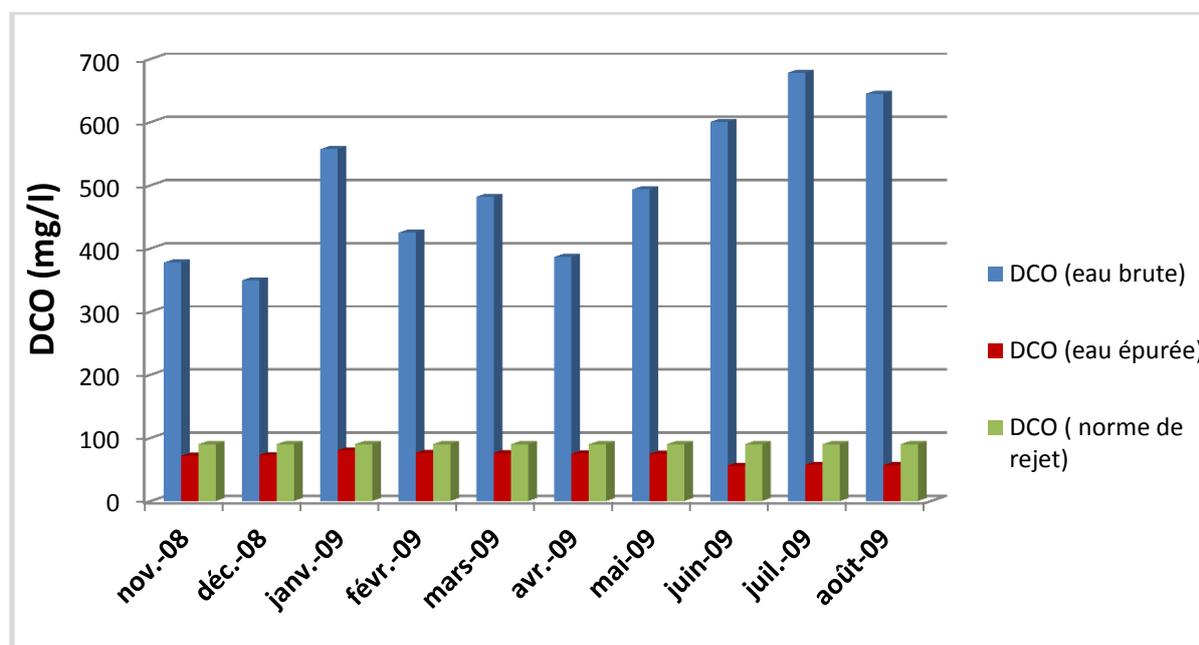


Figure V.8 : Evolution de la concentration de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Les valeurs de DCO enregistrées à l'entrée de la STEP varient entre 349 mg/l et 678 mg/l avec une moyenne de 499 mg/l.

A la sortie, ces concentrations varient entre 56 mg/l et 80 mg/l avec une moyenne d'environ 70 mg/l. Ces valeurs sont inférieures à 90 mg/l, considérée comme valeur limite de rejet direct fixée par l'OMS. De même, elle est inférieure à 120 mg/l (norme de DCO prescrite dans le journal officiel de la république algérienne).

Le degré d'abattement de la DCO varie entre 79 % et 92 % avec une moyenne 86%.

La valeur minimale du rendement est due à une forte concentration en DCO dur qui ne peut pas être métabolisée par les bactéries. (Pollution industrielle).

V.1.5.2. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

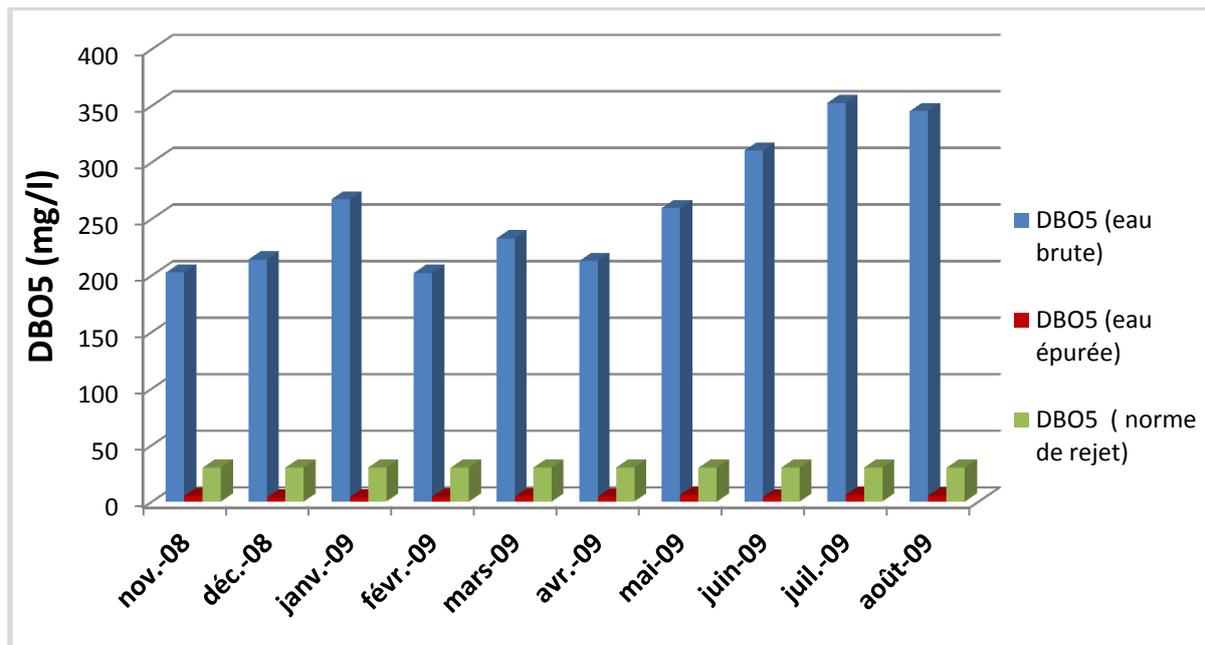


Figure V.9 : Evolution de la concentration de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Les valeurs de la DBO₅ analysées à l'entrée de la station varient entre 202 mg/l et 352 mg/l, avec une moyenne de 260 mg/l

A la sortie de la station les valeurs de la DBO₅ oscillent entre 3 mg/l et 6 mg/l avec une moyenne de 4,6 mg/l, d'où un abattement moyen de 98%. Cela indique que le traitement biologique de la pollution carbonée effectué sur l'eau usée est très acceptable, sachant que ces valeurs sont inférieures à 30 mg/l considérée comme valeur limite de rejet direct fixée par l'OMS et sont également inférieures à 35 mg/l (Norme algérienne).

V.1.6. Evolution des paramètres de pollution dissoute

V.1.6.1. Le phosphore total (P_T)

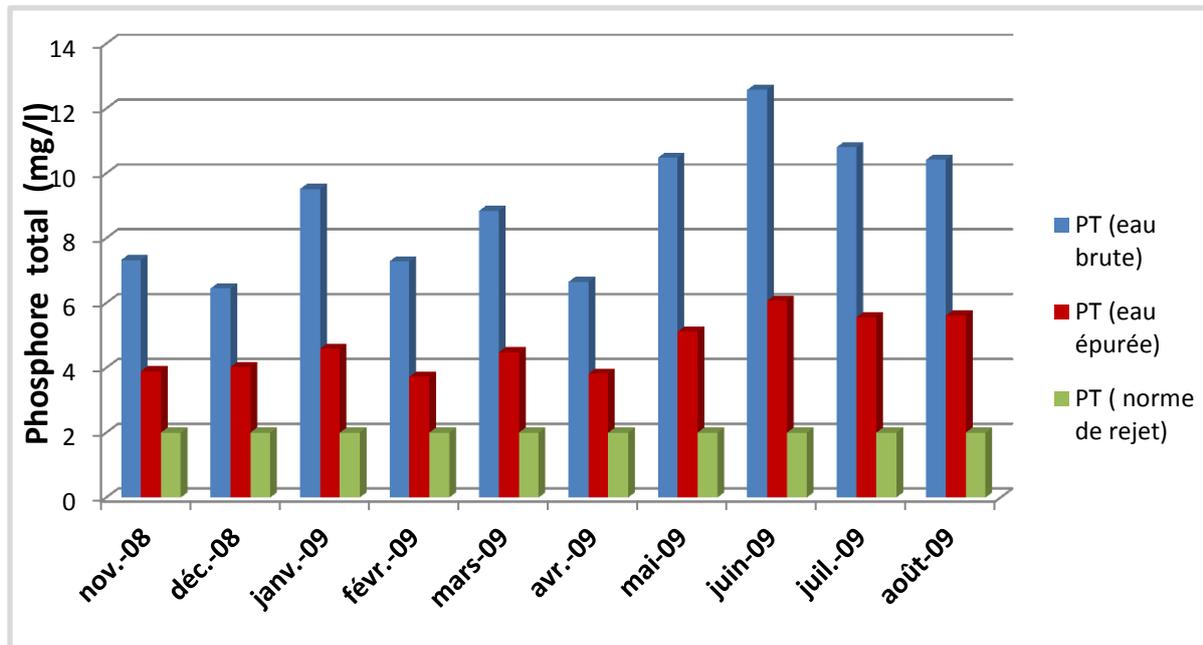


Figure V.10 : Evolution de la concentration du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)

A l'entrée de la STEP d'Elrabta-Jijel, la concentration du phosphore total oscille entre 6,45 mg/l et 12,57 mg/l avec une moyenne de 9,03 mg/l.

Les concentrations en phosphore total à la sortie de la station varient entre 3,72 mg/l et 6,06 mg/l avec une moyenne de 4,68 mg/l. Ces valeurs sont supérieures à la norme de rejet fixée par l'OMS (2mg/l). Néanmoins ces concentrations restent largement inférieures à la norme algérienne qui est de 10 mg/l

Les rendements d'abattement du phosphore total varient entre 38% et 52% avec une moyenne de 47%.

V.1.6.2. Ammonium (NH_4^+) :

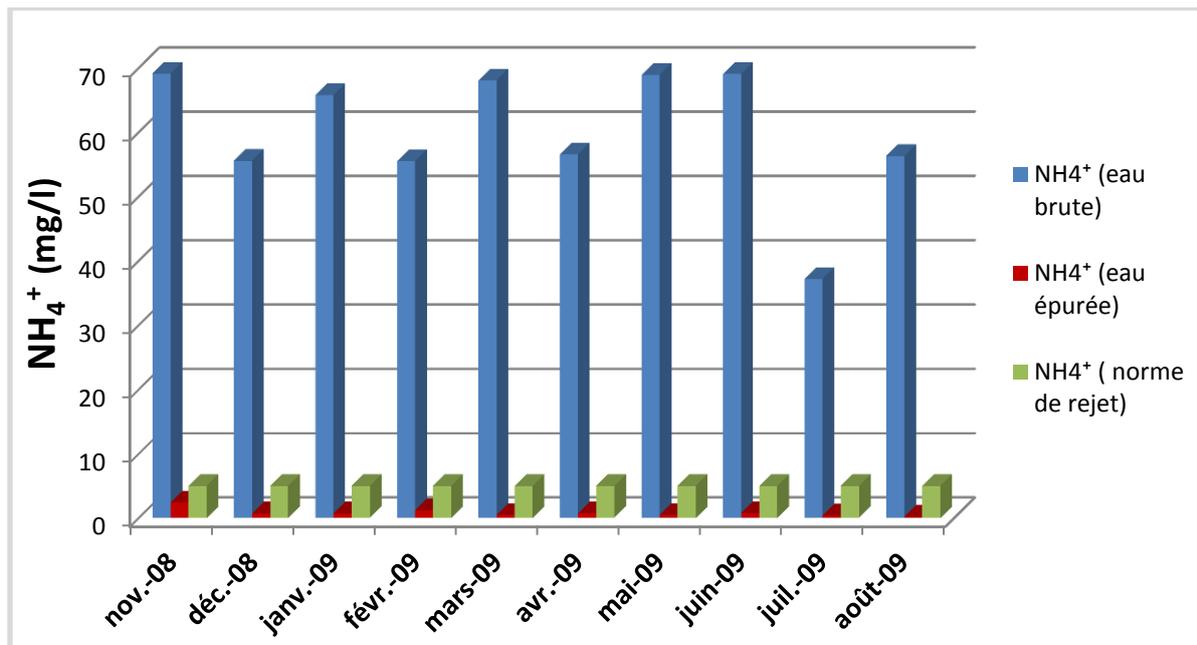


Figure V.11 : Evolution de la concentration de l'ammonium à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

A l'entrée de la station, les concentrations d'ammonium varient entre 37 mg/l et 69 mg/l avec une moyenne de 60 mg/l.

En sortie de station ces concentrations varient entre 0,23 mg/l et 2,37 mg/l avec une moyenne d'environ 0,80 mg/l. Ces valeurs sont inférieures à 5 mg/l fixée par l'OMS.

Pendant cette période, on constate un bon degré de nitrification confirmé par un rendement d'élimination de NH_4^+ en moyenne égal à 98%.

V.1.6.3. Nitrates :

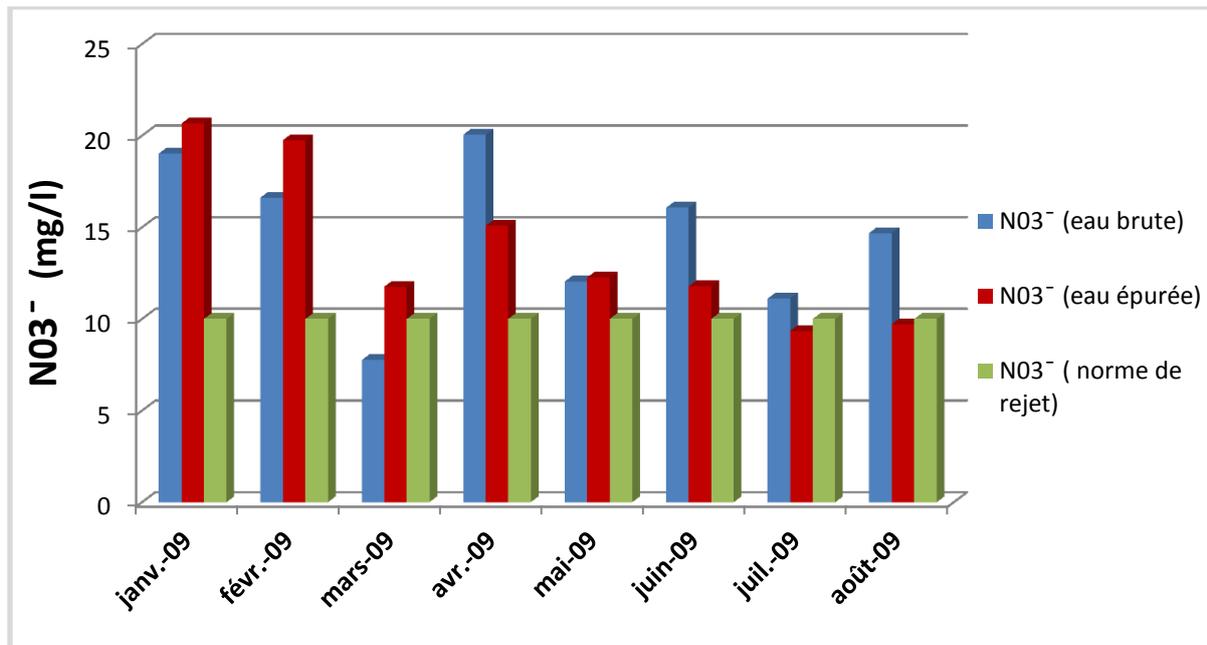


Figure V.12 : Evolution de la concentration de nitrate à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (Janvier 2009 à Août 2009)

A l'entrée de la station, les concentrations de nitrates varient entre 7,75 mg/l et 20,5 mg/l avec une moyenne de 14,67 mg/l. Par contre, à la sortie de la STEP, les valeurs enregistrées présentent des variations considérables allant de 9,34 mg/l à 20,66 mg/l avec une moyenne de 13,80 mg/l, dépassant la valeur de rejet direct fixée par l'OMS qui est de 10 mg/l.

Les concentrations anormales en nitrates en sortie de la STEP traduisent un dysfonctionnement au niveau des processus de nitrification – dénitrification.

V.1.6.3. Nitrite :

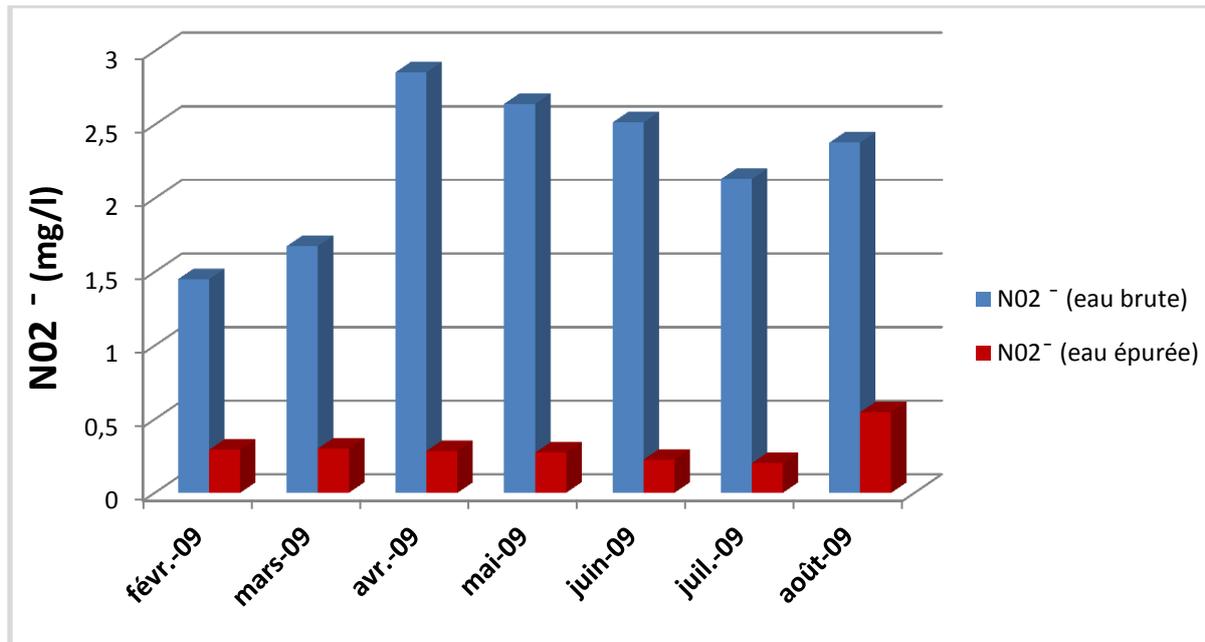


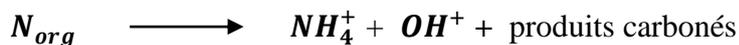
Figure V.13. Evolution de la concentration de nitrite à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (Février 2009 à Août 2009)

Pour les nitrites, les valeurs enregistrées pour les eaux brutes varient entre 1,45 mg/l et 2,85 mg/l avec une moyenne de 2,23 mg/l.

Pour les eaux épurées, ces concentrations sont presque nulles et s'étalent de 0,20 mg/l à 0,55 mg/l avec une moyenne de 0,30 mg/l. On enregistre un rendement moyen de 85 %.

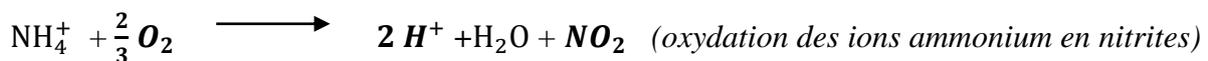
Pendant l'épuration biologique, l'azote organique N_{org} et l'azote ammoniacal NH_4^+ se transforment en nitrites NO_2^- et nitrates NO_3^- puis en azote moléculaire N_2 (gazeux), selon les phases suivantes :

- **Ammonification:**

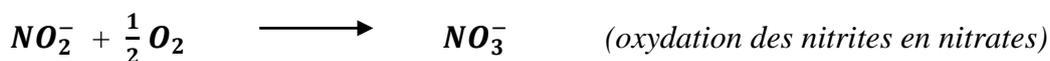


Nitrification-dénitrification: la nitrification s'effectue en deux étapes: la nitrification puis la dénitrification.

- **Nitrification :**



- **Nitrification :**



- **Dénitrification :**

Vient ensuite la dénitrification conduisant à l'élimination totale de l'azote, qui est une réduction des nitrites et nitrates en azote gazeux qui se dégage dans l'atmosphère, selon la réaction suivante :



Les espèces dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser, en cas de carence du milieu en oxygène (anoxie), celui de certains composés chimiques, notamment des nitrates.

Les phases de nitrification et de dénitrification permettent l'élimination de 5% à 70% de l'azote sous la forme gazeuse N_2 .

L'analyse des données de Janvier 2008 à Août 2009, établit que la concentration en NO_3^- à la sortie de la station est presque égal à celle de l'entrée ce qui démontre une anomalie au niveau de processus de dénitrification.

Ces résultats montrent que la quantité de l'oxygène dissous est insuffisante au niveau du bassin d'aération cause de la sous aération cela a un influence directe sur les bactéries dénitrifiantes tout ça explique le dysfonctionnement au niveau des processus de dénitrification.

V.1.7. Indicateurs de performance (rapports entre les paramètres de pollution)

V.1.7.1. Rapport DCO/DBO₅ (Ration de biodégradabilité)

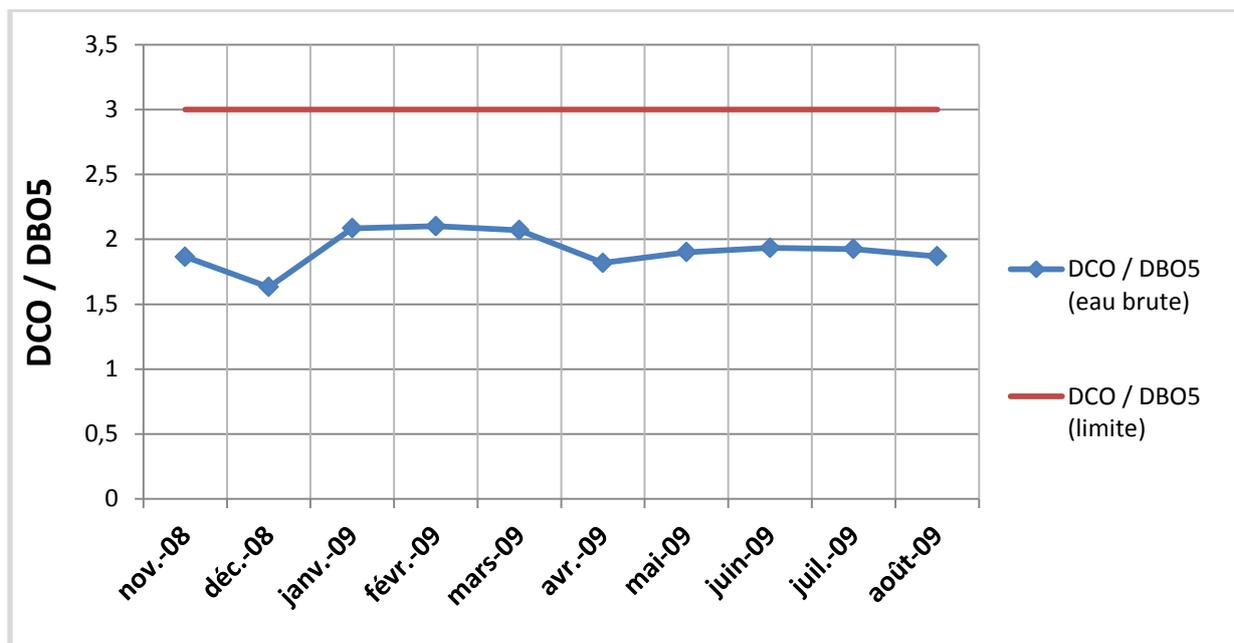


Figure V.14. Evolution du rapport de biodégradabilité à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Le rapport DCO/DBO₅ permet d'évaluer la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné. Le traitement biologique est envisageable pour des valeurs de ce ratio inférieures à 3. [39 et 40]

Les eaux brutes de la ville de Jijel sont caractérisées par un ratio DCO/DBO₅ compris entre 1,63 et 2,10 avec une moyenne de 1,92. Cette dernière reste inférieure à la valeur limite et souligne bien le caractère biodégradable des eaux brutes de la ville de Jijel avec une aptitude au traitement biologique

Les valeurs élevées de ce rapport sont généralement observées soit par suite à des flux de rejet industriel riche en métaux lourds et matières minérales difficilement biodégradables induisant une conductivité électrique élevée ou bien lors d'un événement pluvial important favorisant le lessivage des sols en amont du réseau traduisant une DCO élevée (Janvier 2009). Cette tendance est en accord avec celle trouvée dans la littérature. [41]

V.1.7.1. Rapport nutritionnel (C/N/P)

Tableau V.4 : Evolution du rapport C/N/P de Mai 2009 à Août 2009.

Mois	Mai 2009	Juin 2009	Juillet 2009	Août 2009
Rapport (C/N/P)	100 / 20,57 / 8,70	100 / 17,25 / 8,23	100 / 8,18 / 6,25	100 / 12,64 / 6,07

Les principaux éléments nutritifs nécessaires aux microorganismes épurateurs au sein des boues activées sont le carbone, l'azote et le phosphore. Un équilibre nutritionnel est primordial pour que les microorganismes puissent effectuer une décomposition optimale. Cet équilibre est exprimé par le ratio DBO₅ / N-NH₄⁺ / P-PO₄³⁻ appelé aussi rapport C/N/P qui doit être de 100/5/1. [9]

Dans le cas de la STEP d'Elrabta-Jijel, pour une DBO₅ moyenne de 260 mg/l et pour respecter ce ratio théorique, les concentrations en N-NH₄⁺ et P-PO₄³⁻ doivent être respectivement de 12,99 mg/l et 2,60 mg/l. Or les valeurs moyennes enregistrées à savoir 46,64 mg/l en N-NH₄⁺ et 19,08 mg/l en P-PO₄³⁻ indiquent des hausses de 259 % pour N-NH₄⁺ et de 635 % pour P-PO₄³⁻ par rapport au ratio théorique. Ce déséquilibre en nutriments peut constituer un handicap au niveau du traitement biologique. Ces concentrations très élevées en ammonium et en ortho phosphates sont liées à des rejets industriels.

V.1.7.2. Rapport MES/DBO₅

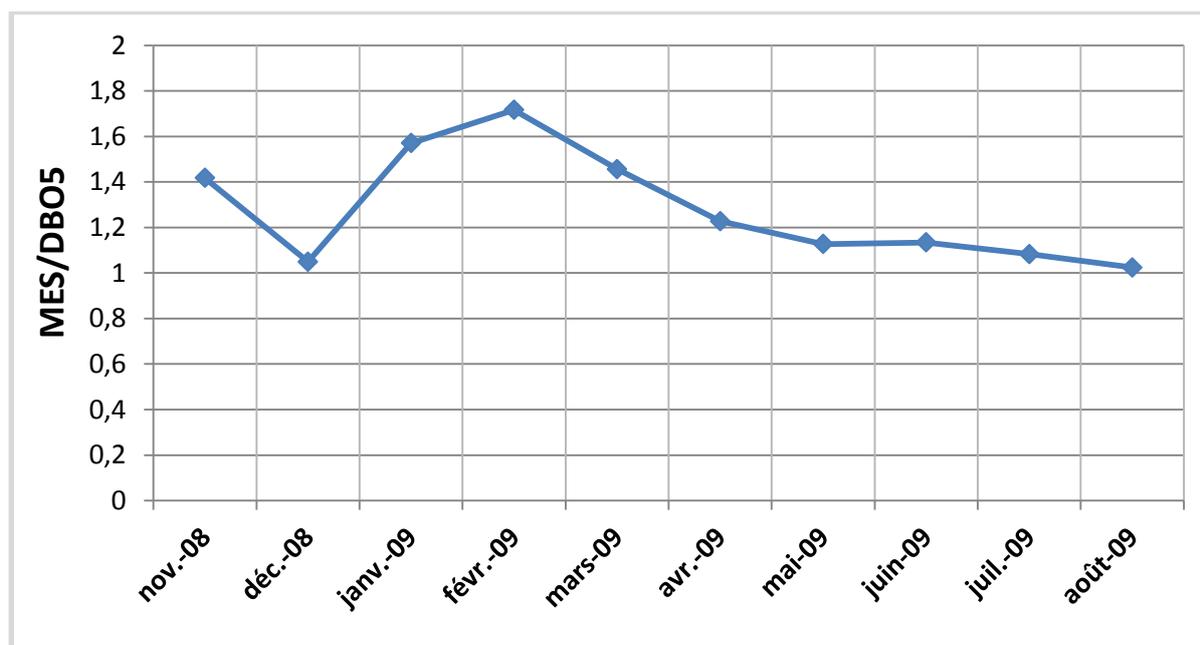


Figure V.15 : Evolution du rapport MES/DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre2008 à Août 2009)

Ce ratio, indique la répartition de la pollution particulaire représentée par la MES et de la pollution dissoute représentée par la(DBO₅), dans le cas présent ce rapport s'étale de 1,02 à 1,72 avec une moyenne de 1,28

Nous constatons que la pollution de ces eaux est plutôt particulaire que dissoute, ce qui caractérise un réseau essentiellement unitaire. Les variations observées peuvent être expliquées par le phénomène de sédimentation-érosion au sein du réseau ainsi qu'au lessivage du sol. Les valeurs élevées de ce rapport sont généralement dues à l'augmentation du flux des MES rejetés par temps de pluie dans les milieux récepteurs à cause de la remise en suspension des dépôts accumulés dans le collecteur.

Pour conclure ; la STEP d'Elrabta-Jijel est caractérisée par une pollution d'origine particulaire Cette pollution augmente pendant les événements pluvieux pouvant perturber l'efficacité du traitement. Mais en dépit de cela, les rendements épuratoires concernant les matières en suspensions sont très élevés. Ce qui traduit un prétraitement assez efficace contre ce genre de problème.

V.1.7.3. Degré d'ammonification (rapport NH_4^+/NTK)

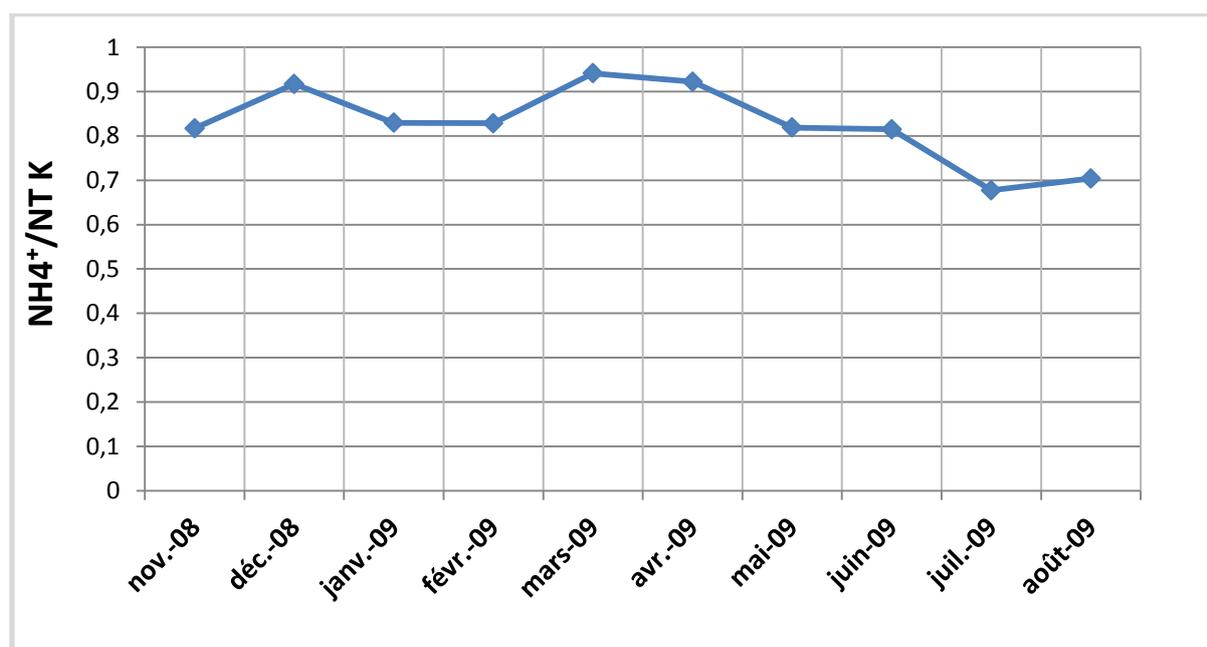


Figure V.16. Evolution du rapport NH_4^+/NTK à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta-Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

L'azote des effluents à traiter arrive dans le réseau principalement sous forme organique. Son transit dans le réseau modifie les proportions en faveur de la forme ammoniacale selon le temps de séjour et la température, ce degré d'ammonification est donné par le ratio NH_4^+/NTK .

Des variations remarquables allant de 0,67 à 0,94 avec une moyenne de 0,83 sont constatées. Pour un effluent urbain classique, le rapport NH_4^+/NTK est compris entre 0,6 et 0,8.

Pendant les mois de Mars et Avril, on remarque que ce rapport est très important et plus la valeur de ce ratio est élevée, plus l'azote organique est transformé en azote ammoniacal soluble (ammonification importante). Une grande partie de la pollution azotée se trouve donc sous forme d'ions ammonium NH_4^+ .

Ce taux d'ammonification est directement lié au temps de séjour qui devient plus élevé lorsque les événements pluvieux sont moins importants. De ce fait la majorité de la pollution azotée passe sous forme d'ion ammonium.

V.1.7.4. Cinétique de la nitrification (Rapport DCO/NTK)

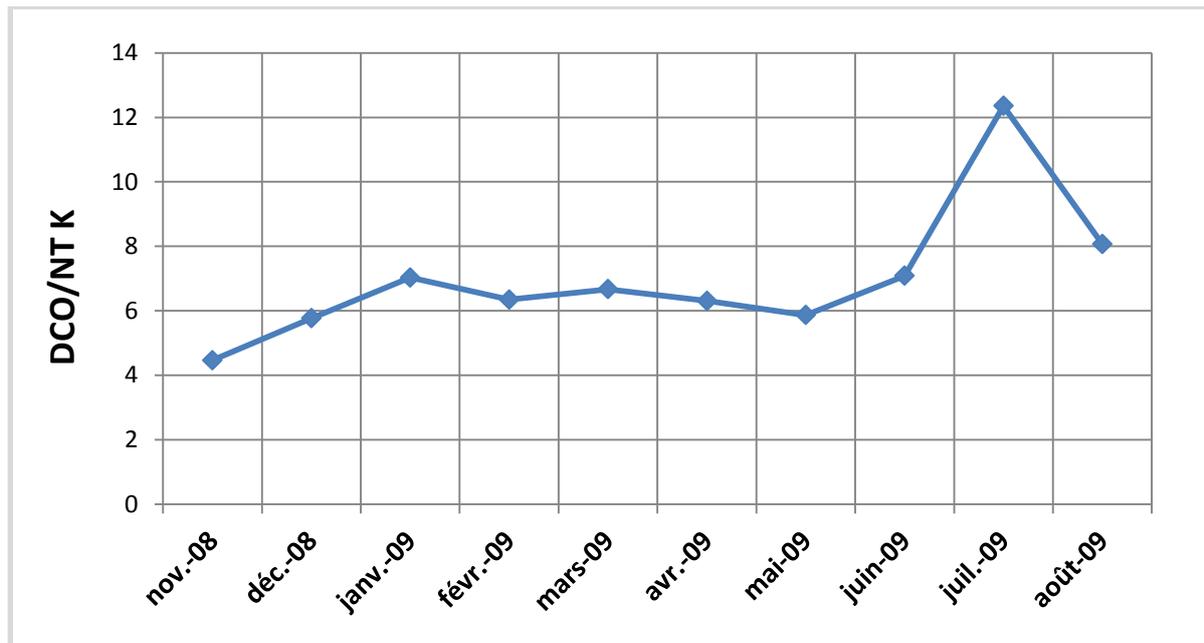


Figure V.17. Evolution du rapport DCO /NTK à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Ekrabta-Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Le rapport DCO/NTK influence la cinétique de nitrification et donc le degré d'abattement de l'azote global.

Les valeurs obtenues du ratio DCO/NTK sont comprises entre 4,46 et 12,35 avec une moyenne de 6,99. Rappelons que pour un effluent urbain la valeur du ratio DCO/NTK est d'environ 4 à 5.

En effet ces valeurs sont dues à de grandes variations en charges polluantes à l'entrée de la STEP causées par des événements pluvieux importants d'une part et par la variation notable de la concentration en azote Kjeldahl à l'entrée de la STEP d'autre part.

Ces valeurs élevées perturbent la réaction de nitrification et donc influencent le taux d'abattement de l'azote. En effet Thiem, (1988) et Hanaki (1996) rapportent que de fortes charges organiques impliquent un % de nitrification plus faible. Ainsi, les bactéries hétérotrophes peuvent entrer en compétition pour l'azote qu'elles consomment pour leurs besoins anaboliques et limitent le processus de nitrification en réduisant la quantité d'ammoniaque et d'oxygène disponible pour la nitrification et en limitant localement l'accès à l'ammoniaque pour les bactéries nitrifiantes.

V.1.7.5. Etude du traitement du phosphore (Rapport DCO/PT)

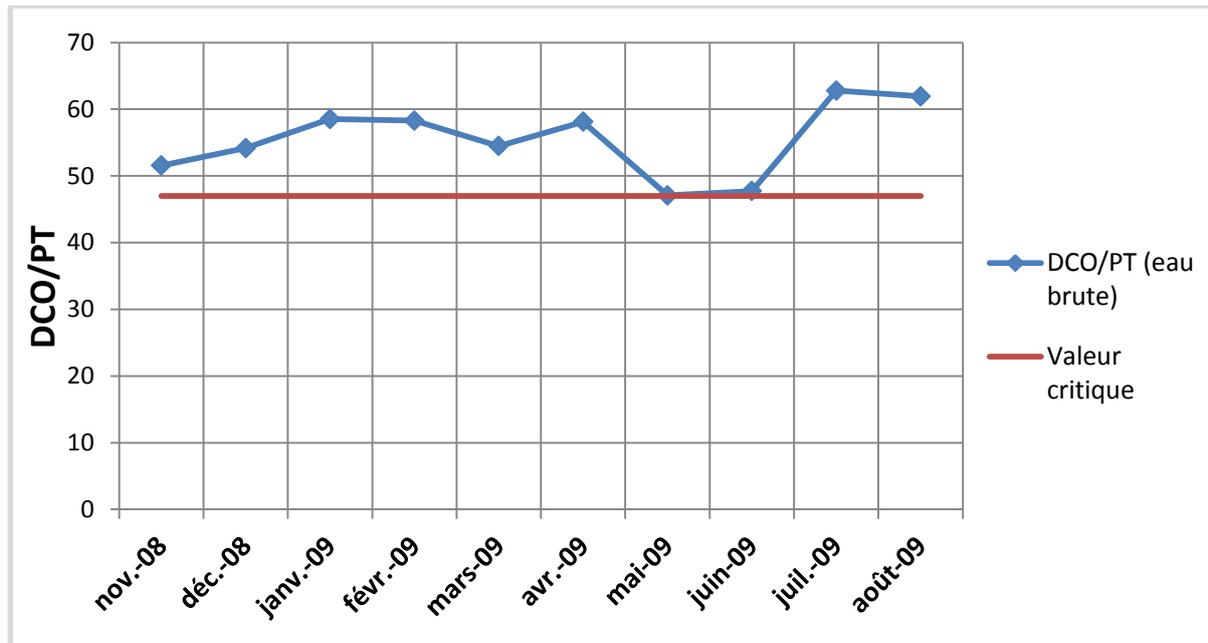


Figure V.18 : Evolution du rapport DCO/P à l'entrée et à la sortie de la STEP d'Elrabta-Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Le rapport DCO/PT qui indique les possibilités et la faisabilité d'un traitement biologique du phosphore est ici compris entre 47,07 et 62,80 en entrée de station avec une moyenne de 55,46. Pour un effluent domestique urbain, la valeur critique de ce rapport est d'environ 47. Les deux valeurs de ce ratio enregistrées en Mai 2009 et Juin 2009 sont égales à la valeur critique.

La variation de ce ratio est à relier à la variation de la température des eaux brutes de la ville de Jijel qui influence les vitesses de relargage / réabsorption du phosphore, à la quantité des AGV (acides gras volatils) rapidement biodégradable qui devrait se présenter dans ces eaux avec des concentrations comprises entre 25 et 100 mg/l pour chaque mg de phosphore à éliminer et à la concentration de nitrates dans le milieu. Nous constatons que les variations de ces trois paramètres ont influencé le traitement biologique du phosphore uniquement en Mai 2009 et Juin 2009 par contre la valeur moyenne de ce ratio reste supérieure à la valeur critique (47) indique une aptitude acceptable au traitement biologique du phosphore.

V.2. File énergie

V.2.1. Energie électrique totale consommée

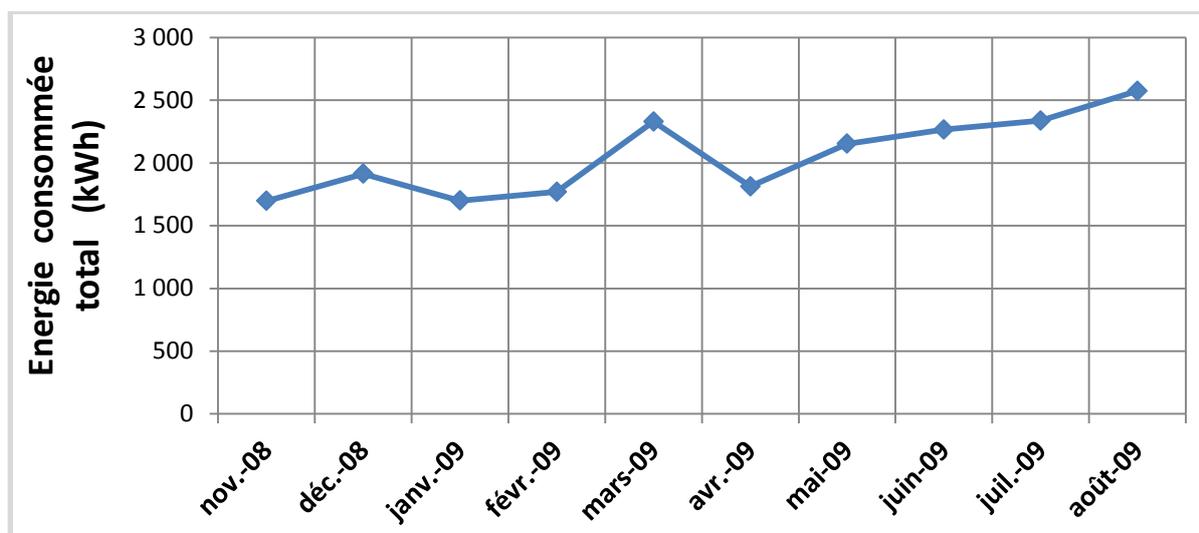


Figure V.19 : Evolution de la consommation énergétique totale de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Les valeurs moyennes de consommation électrique augmentent progressivement durant cette période de 1697 kWh à 2574 kWh avec une moyenne de 2055 kWh.

La consommation totale d'énergie électrique de la station d'épuration d'Elrabta -Jijel est estimé à 20 551 kWh durant la période de novembre 2008 à août 2009

V.2.2. Efficacité de l'énergie hydraulique mensuel (Rapport kWh d'énergie consommée / m³ d'eau traitée)

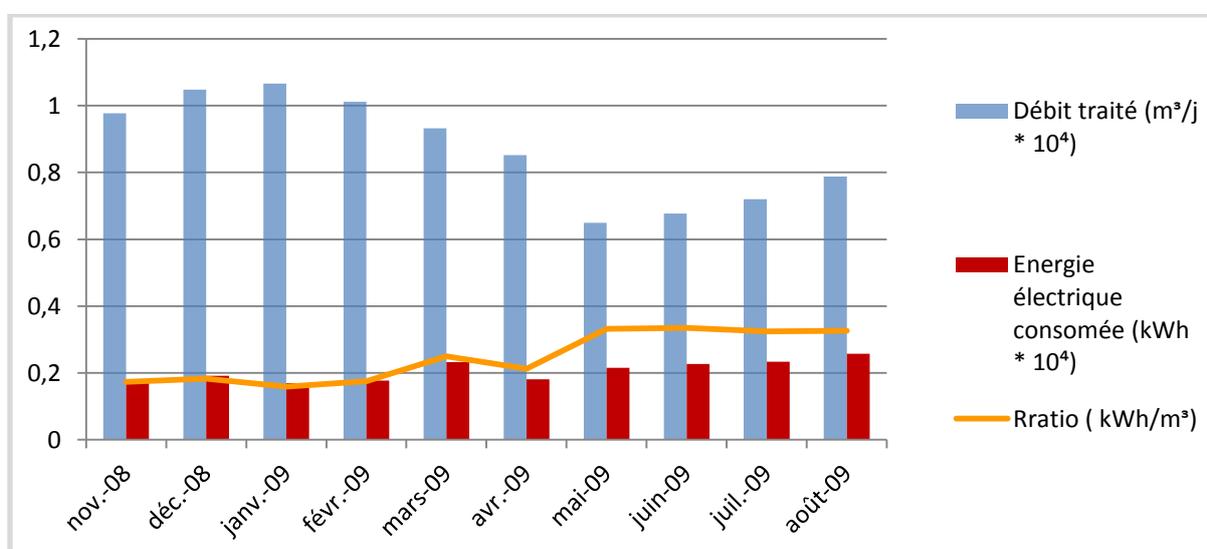


Figure V.20 : Evolution de l'efficacité de l'énergie hydraulique mensuel de la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

On remarque une augmentation de la consommation électrique total de 20 % durant la période Mai 2009 à Août 2009 par rapport aux mois précédents, malgré la diminution considérable du débit traité pendant cette période. Ceci s'explique en bonne partie par l'augmentation du régime opérationnel de plusieurs équipements électriques intégrés au procédé de traitement, notamment le poste de déshydratation mécanique qui consomme une partie considérable d'énergie.

Les valeurs de l'efficacité de l'énergie hydraulique s'étalent de $0,16 \text{ kWh/m}^3$ à $0,33 \text{ kWh/m}^3$ avec une moyenne de $0,25 \text{ kWh/m}^3$.

En général la valeur moyenne de ce ratio est comprise entre $0,174$ et $0,89 \text{ kWh/m}^3$ (Owen, 1982) [42], qui précise les variantes de la dépense électrique pour une STEP à boues activées fonctionne avec un rendement élevé.

V.2.3. Ratio kWh /m3 en comparaison avec l'aération

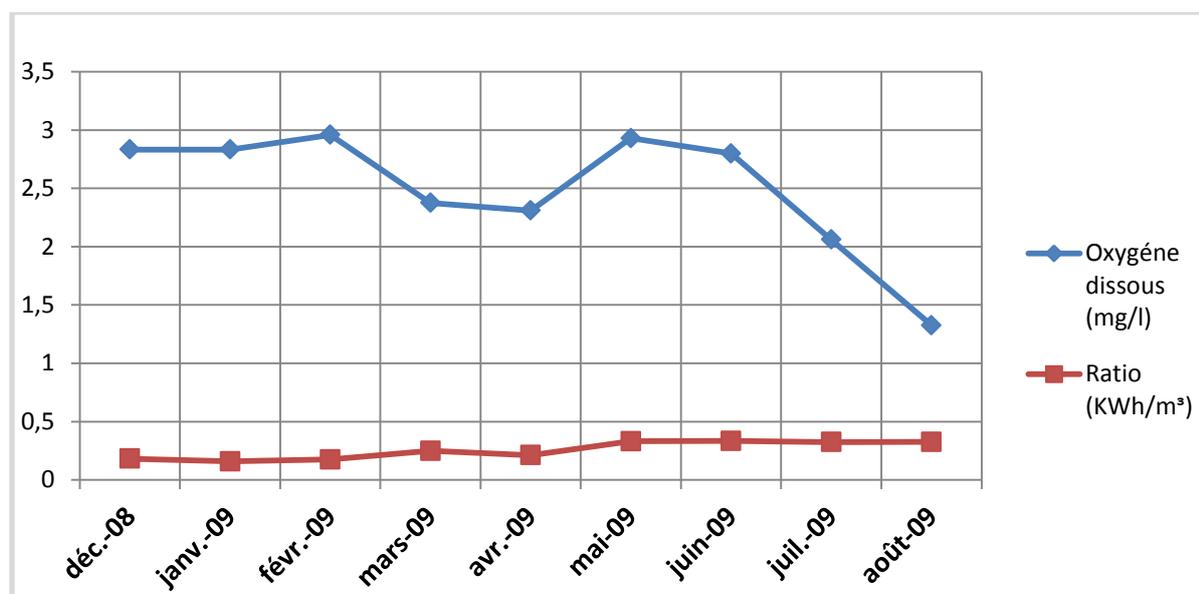


Figure V.21 : Comparaison entre l'efficacité de l'énergie hydraulique et l'oxygène dissous de la STEP d'Elrabta- Jijel (décembre 2008 à Août 2009)

On remarque une augmentation de l'efficacité énergétique hydraulique de 14 % durant la période Mai 2009 à Août 2009 par rapport aux mois précédents, malgré l'abaissement de l'oxygène dissous. Néanmoins les aérateurs sont considérés comme les postes les plus énergivores dans une station d'épuration

On constate que la variation de l'efficacité énergétique hydraulique de la STEP d'Elrabta- Jijel est insignifiante. Ceci s'explique en bonne partie par la mauvaise gestion technique des différents équipements électriques intégrés au procédé de traitement à partir du mois de Mai 2009 jusqu' à Août 2009 . Il est très clair que nous sommes face à une surconsommation électrique.

V.2.4. kWh total consommés /kg DCO éliminée

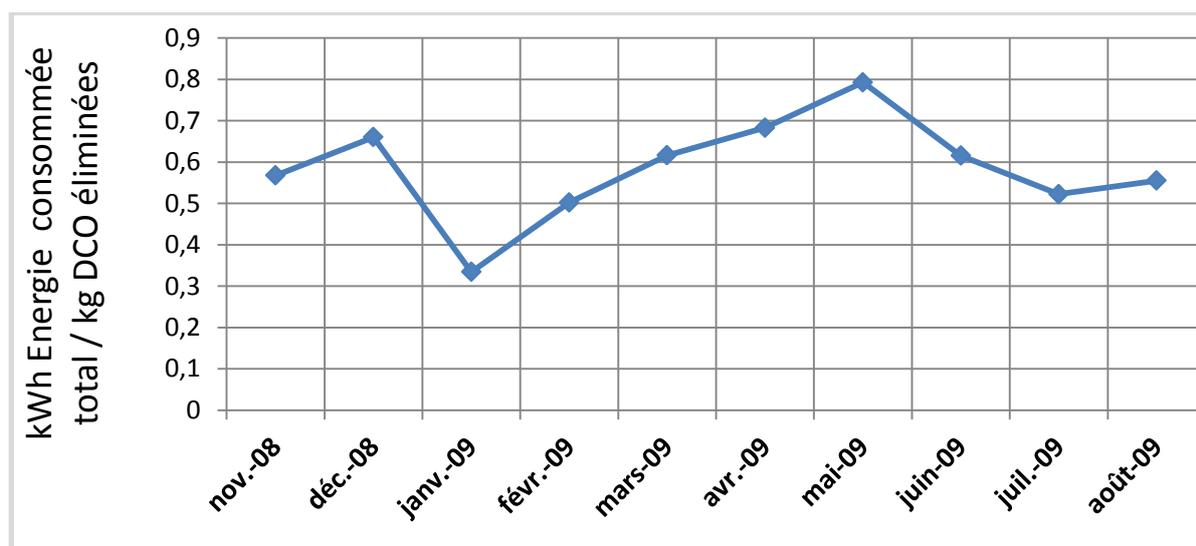


Figure V.22 : Evolution du ratio kWh total consommés par la station / kg DCO éliminées pour la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Nous remarquons un abaissement brusque de ce ration pendant le mois de Janvier avec 0,33 kWh/DCO éliminé, à partir de ce mois ce ratio augmente jusqu'à atteindre une valeur maximal (0,79kWh / DCO éliminé) au mois de Mai.

La quantité moyenne d'énergie nécessaire pour éliminer 1 kg de DCO est de 0,58 kWh.

V.2.5. Efficacité énergétique épuratoire (kWh total consommés /kg DBO₅ éliminées)

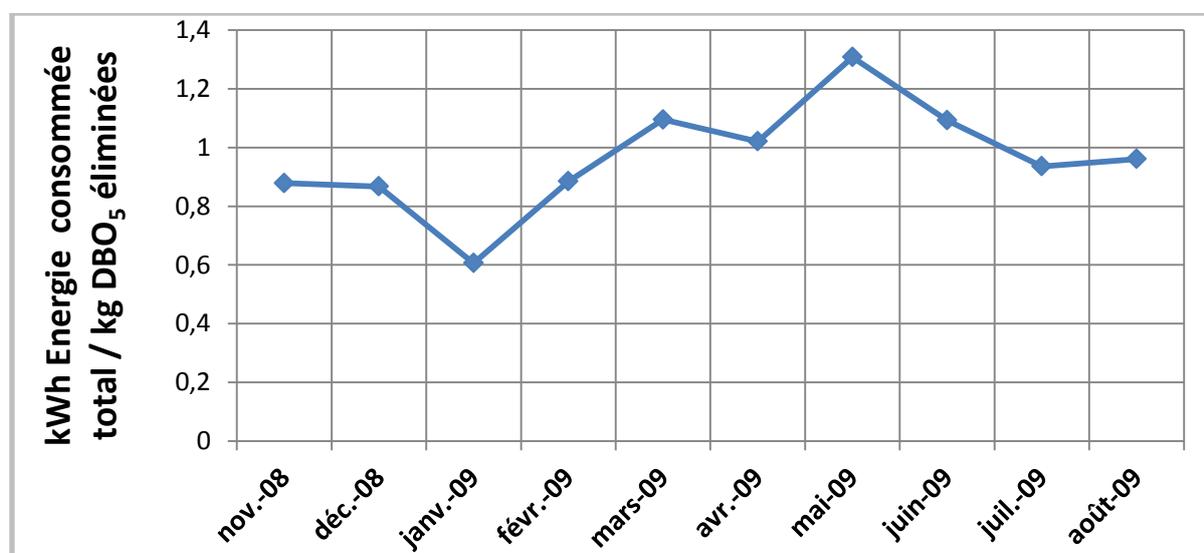


Figure V.23 : Evolution du ratio kWh total consommés par la station / kg DBO₅ éliminées pour la STEP d'Elrabta- Jijel (novembre 2008 à Août 2009)

Nous remarquons une évolution progressive de ce ratio à partir de Janvier atteignant une valeur maximale de 1,3 kWh total / kg DBO5 éliminée en Mai.

La quantité moyenne pour éliminer 1 kg de DBO5 est de 0,96kWh. Il est clair que cette valeur est inférieure à 2.5 kWh / kg DBO5 traitée selon (A.Heduit et J.P. Tabuchi,2012) [43].

Pour une STEP fonctionnant à boues activées à faible charge, ce faible ratio peut causer une réduction de la qualité des eaux épurées à la sortie de la STEP d'Elrabta-Jijel

V.2.6. Comparaison entre l'évolution de la consommation totale d'énergie et le volume des boues déshydratées

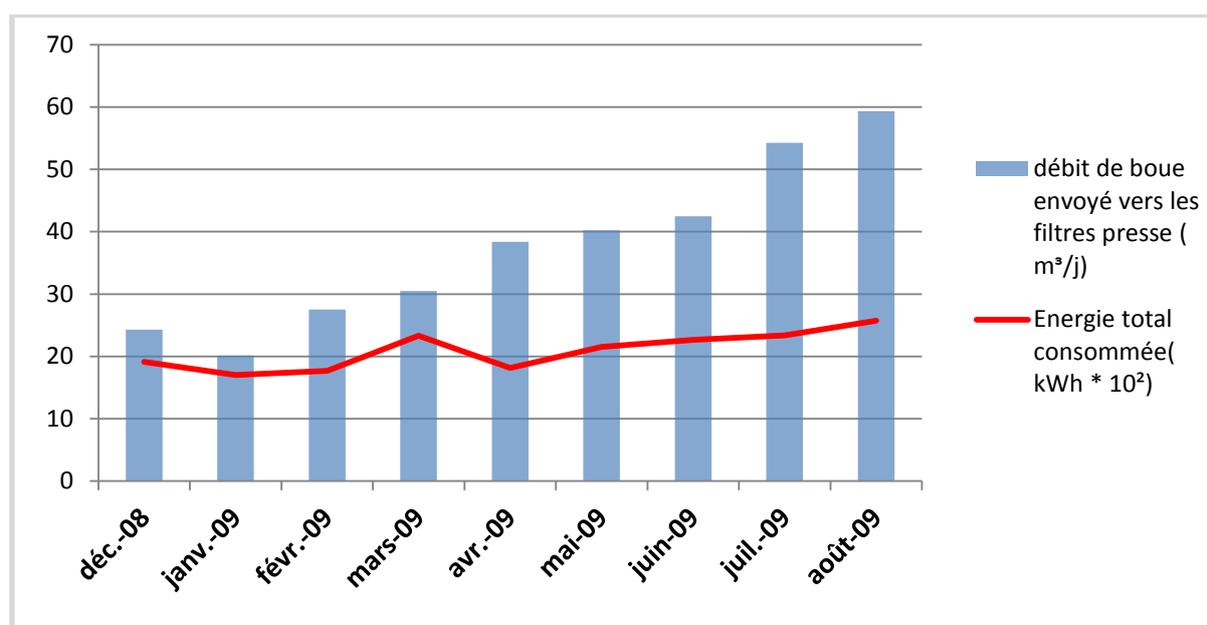


Figure V.24 : Comparaison entre l'évolution de la consommation totale d'énergie et le volume des boues déshydratées (décembre 2008 à Août 2009)

On remarque que l'évolution de la consommation d'énergie totale est en rapport avec le volume de boues déshydratées car la presse d'égouttage consomme une partie considérable d'énergie. A partir du mois de Mai il y a une augmentation de 20% de la consommation totale d'énergie par rapport aux mois précédents, cela est due aux volumes élevés de boue envoyés vers les filtres de presse. Il est donc très clair que nous sommes face à une surconsommation énergétique, due à la surexploitation de la presse d'égouttage.

V.2.7. Efficacité de l'énergie hydraulique annuel (Rapport kWh d'énergie consommée / m³ d'eau traitée annuel) durant les années de service

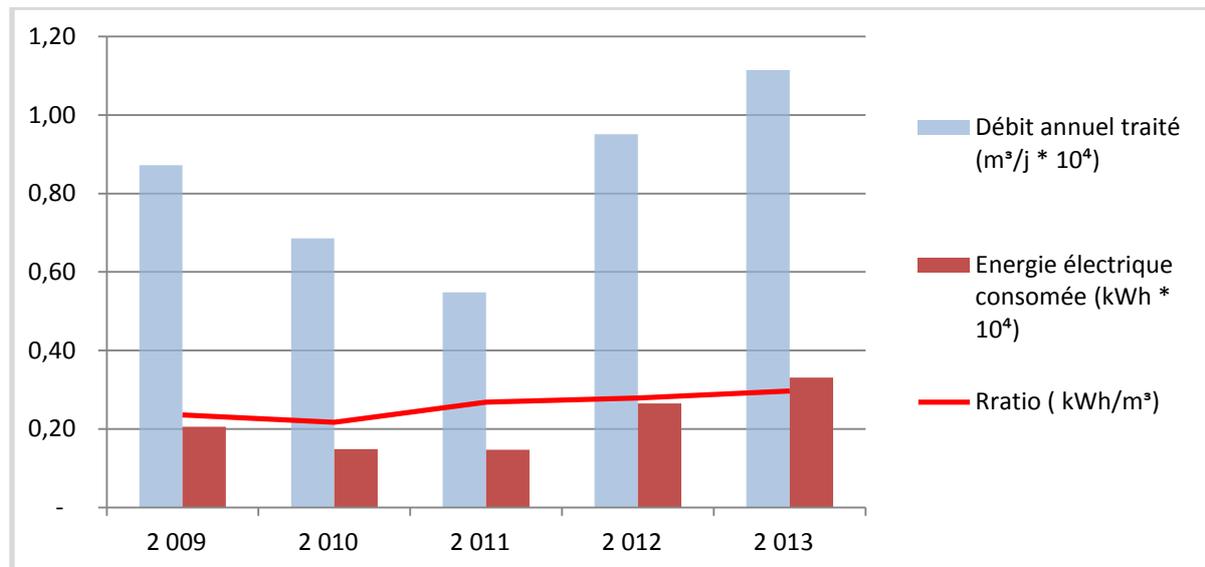


Figure V.25 : Evolution de l'efficacité de l'énergie hydraulique annuel de la STEP d'Elrabta- Jijel

On remarque que l'évolution de la consommation électrique annuelle est en rapport avec l'évolution des débits traités durant les années de service.

Les valeurs moyennes de l'efficacité de l'énergie hydraulique s'étalent de 0,22 kWh/m³ à 0,30 kWh/m³ avec une moyenne de 0,26 kWh/m³

En général les valeurs de ce ratio durant les années de service sont presque similaires à celles avancées par Owen (1982) [41] qui précise que les variantes de boues activées à rendement élevé présentent une dépense électrique de (0,174 à 0,89 kWh/m³).

Cela montre en général que la consommation électrique au niveau de la STEP d'Elrabta- Jijel est influencée par les débits annuels traités, mise à part quelque problèmes techniques due à la mauvaise gestion des équipements électriques intégrés au procédé de traitement durant les années de services.

V.3. Discussion

Après avoir interprété et discuté les évolutions des différents paramètres de pollution de la file d'eau et file énergie, nous proposons les conclusions suivantes de l'effluent de la STEP d'Elrabta-Jijel pour la période qui s'étale de novembre 2008 jusqu'à Août 2009.

- L'effluent est moyennement biodégradable ;
- L'effluent appartient à la classe 3 vis-à-vis de la conductivité électrique ;
- La STEP présente un degré élevé d'abattement de DBO₅, DCO et MES ;

- Faible rendement d'élimination du phosphore total pour un rejet dans un milieu naturel sensible à l'eutrophisation ;
- Bon rendement d'élimination de l'azote ammoniacal ;
- Présence de nitrates avec des quantités qui dépassent les normes de rejet en sortie de la STEP
- La STEP présente des eaux claires parasites avec un taux de dilution moyen de 60 %
- La STEP présente une surconsommation énergétique pendant la saison estivale

V.4. Les différents problèmes et anomalies notés pendant la période étudiée

✓ V.4.1. Déséquilibre nutritionnel

L'observation du ratio C/N/P confirme qu'il y a un excès en phosphore et en azote. On constate un déséquilibre nutritionnel par rapport au ratio théorique (100/5/1).

✓ Dysfonctionnement des processus de nitrification – dénitrification :

La concentration en nitrates (NO_3^-) à la sortie de la STEP est supérieure à la norme de rejet fixée par l'OMS (10 mg/l). Cela s'explique par un dysfonctionnement au niveau des processus de nitrification – dénitrification, plus précisément au niveau de la dénitrification.

Les espèces dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser, en cas de carence du milieu en oxygène (anoxie), l'oxygène de certains composés chimiques, notamment des nitrates ce qui conduit à une réduction des nitrates en azote gazeux qui se dégage dans l'atmosphère.

Ce handicap est dû à la mauvaise gestion de la phase d'aération, car le temps d'arrêt des agitateurs n'est pas suffisant pour que le processus de la dénitrification conduise à une élimination optimale des nitrates.

✓ Excès en phosphore

La concentration en phosphore à la sortie de la STEP montre un dépassement par rapport à la norme de rejet fixée par l'OMS (2 mg/l). Cette valeur est très élevée par rapport à la limite tolérable de 0.1 mg/l en phosphore total pour les rejets d'effluents dans un milieu sensible à l'eutrophisation. (Ayers et Wescot, 1985).

Le rendement d'abattement est faible, avec une valeur moyenne égale à 47%. Ceci s'explique par l'absence d'une zone anoxique qui devrait stimuler l'élimination du Phosphore.

✓ Surconsommation énergétique

Pendant la période d'été, à partir du mois de Mai il y a une augmentation de 20% de la consommation électrique par rapport au mois précédents, dû au volume élevé des boues envoyées vers les filtres de presse.

On constate que la presse d'égouttage consomme une partie considérable d'énergie, conduisant à une surconsommation énergétique pendant cette période.

V.5. Quelques dysfonctionnements et problèmes techniques

Les problèmes techniques et les dysfonctionnements notés jusqu'à présent, sont résumés dans le tableau ci-dessous:

Tableau V.5 : Dysfonctionnements existants à la STEP de la STEP d'Elrabta –Jije et leurs conséquences

Dysfonctionnements	Conséquence
Inexistence d'un bassin d'orage	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Pendant la période pluviale où les pluies sont intenses tout le flux polluant est véhiculé vers le milieu récepteur ; ◆ L'eau usée arrivant avec un débit et vitesse élevés (vu la topographie pentue de la région) provoque le charriage et le transport solide ; ◆ Surcharge hydraulique permanente dans la période pluviale qui diminue les performances épuratoires de la STEP.
Déssableur-Déshuileur n°2 en panne	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Difficulté de gestion des sables et des huiles dans les prochaines étapes de traitement ; ◆ Présence gênante de graisses dans certains étapes de traitement ; ◆ Perturbation du transfert d'Oxygène en surface même après épuration. ◆ Bouchages récurrents des pompes ◆ Epuisement des installations ; ◆ Colmatage des pompes ;
Débit mètres d'entrée en panne	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Difficulté de mesure des débits d'entrée
Absence du décanteur primaire	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Diminution du rendement d'élimination de MES ; ◆ Baisse du rendement d'élimination de la partie des orthophosphates qui sont fixés sur les MES
Absence d'un bassin d'anoxie	<ul style="list-style-type: none"> ◆ Inhibition du processus de dénitrification ◆ handicape au niveau de processus de déphosphatation

V.6. Quelques recommandations et proposition en vue de l'optimisation

Dans le but d'améliorer le fonctionnement de la STEP d'Elrabta-Jijel, nous proposons quelques corrections et amélioration :

✓ **Utilisation efficace des lits séchage pendant la saison estivale**

Il existe dix-huit lits (18) au niveau de la STEP d'Elrabta-Jijel sous forme rectangulaire permet la filtration gravitaires et le séchage à l'air des boues épaissies (déshydratation

naturel) , qu'on peut utiliser pendant la saison d'été, afin d'économiser l'énergie et limiter la surconsommation énergétique dans cette période.

✓ **Mise en place d'un bassin d'orage :**

Afin de stabiliser et laisser décanter une partie de charge polluante qui ne peut pas être traitée immédiatement, au lieu de véhiculer tout le flux polluant vers le milieu récepteur pendant la période pluviale (où les pluies sont intenses), cas de la STEP d'Elrabta-Jijel.

✓ **Réparation de débit mètre d'entrée :**

Afin d'évaluer la charge entrante avec plus de précision.

✓ **Réhabilitation de dessableur-déshuileur n°2**

Afin d'éviter la difficulté de gestion des sables et des huiles dans les prochaines étapes de traitement ;En outre, on obtiendra une eau plus claire.

✓ **Mise en place d'un bassin de traitement d'anoxie :**

Pour améliorer le processus dénitrification et déphosphatation avant le rejet au milieu naturel

Conclusion générale

L'objectif principal de notre travail consiste à déterminer si la station d'épuration d'Elrabta-Jijel fonctionne avec une bonne performance, à travers le suivi de l'évolution des différents paramètres de la pollution.

Pour ce faire nous avons calculé et interprété les différents ratios comme étant les indicateurs de performance.

Notre étude nous a permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

➤ Les paramètres physico-chimiques

Les résultats obtenus montrent que les valeurs de la température, le pH et la conductivité électrique ne constituent aucun gêne au traitement biologique et respectent les normes de rejets dans le milieu récepteur. Néanmoins avec des valeurs de conductivité en sortie dépassant les 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ces eaux épurées présente une minéralisation élevée. (Rodier, 2005)

➤ Les rendements épuratoires

Nous remarquons UN bon rendement d'élimination des MES, DCO et DBO_5 . Ces rendements restent satisfaisants et répondent aux objectifs de la STEP en termes de rejets. Mais certaines anomalies concernant particulièrement l'élimination de la pollution azotée et phosphorée posent souvent des problèmes.

Une action urgente doit être effectuée au niveau de la station afin d'éliminer ce dysfonctionnement.

➤ Consommation énergétique

On remarque qu'il y a une surconsommation énergétique pendant la saison estivale.

Par suite, notre étude a porté sur les indicateurs de performances suivants que nous avons choisis en fonction des données disponibles :

- ❖ DCO/DBO_5 : l'effluent est dans la plus part des cas facilement biodégradable, ce qui le rend apte au traitement biologique.
- ❖ $\text{C}/\text{N}/\text{P}$: présente un déséquilibre nutritionnel caractérisé par un excès en azote et en phosphore.
- ❖ MES/DBO_5 : la pollution est d'origine particulière. Cette pollution augmente pendant les événements pluvieux et pourrait compliquer la situation, surtout en l'absence de décantation primaire.
- ❖ NH_4^+/NTK : Ce rapport présente un bon degré d'ammonification de l'azote qui devient plus élevé lorsque les événements pluvieux sont moins importants.

- ❖ DCO/NTK : les valeurs élevées de ce ratio indiquent qu'il y'aurait perturbation sur la réaction de nitrification et cela influencerait le taux d'abattement de l'azote.
- ❖ DCO/PT : indique une aptitude moyenne au traitement biologique du phosphore.

Ainsi à travers l'examen des paramètres de pollution et l'étude des indicateurs de performances nous avons démontré que cette station se trouve actuellement dans l'impossibilité d'atteindre toutes les performances à cause des raisons suivantes :

- Les défaillances techniques au niveau de la STEP induisant une mauvaise dénitrification et déphosphatation, suite à l'utilisation d'un système traditionnel de contrôle de l'aération incapable de favoriser des conditions anaérobies nécessaires à l'élimination biologique des composés azotés et phosphorés.
- Une surconsommation énergétique due à la surexploitation de la presse d'égouttage pendant la saison d'été.

La détection des dysfonctionnements nous a amené à chercher des solutions correctives permettant d'optimiser le traitement d'eaux usées au niveau de la STEP d'Elrabta-Jijel dans un contexte de développement durable.

De ce fait nous recommandons comme solution :

- ✓ **Concernant la mauvaise gestion de l'aération** : soit basculer le système d'aération existant vers un asservissement en temps réel par potentiel d'oxydoréduction, ou par la mise en place d'un bassin de traitement anoxique afin d'améliorer la dénitrification biologique et la déphosphatation biologique.
- ✓ **Concernant la surconsommation énergétique** : l'exploitation efficace des lits de séchage afin d'économiser la consommation énergétique pendant la saison estivale.

Nos propositions qui doivent mener à l'optimisation du traitement d'eaux usées au niveau de la STEP d'Elrabta-Jijel dans un contexte de développement durable sont le fruit de l'identification des indicateurs de performances.

Ces indices serviront d'outil de suivi, ils permettront de piloter l'exploitation de cette station, mais peuvent être également mis en place sur d'autres stations d'épuration pour une meilleure maîtrise du service d'assainissement en Algérie.

Annexe I: Réalisation de 34 stations d'épurations avec une capacité totale de 4000000 EH

Stations	Capacités nominales	Stations	Capacités Nominales
Aflou	92000 EH (10365 m ³ /j)	Boufarik	375 000 EH (60 00 m ³ /j)
Biskra	330000 EH (55000 m ³ /j)	Sidi-Aich	65 000 EH (10400 m ³ /j)
Djanet	16000 EH (2500 m ³ /j)	Mohammadia	95 000 EH (14 000 m ³ /j)
Ouacif	11000 EH (1320 m ³ /j)	Mostaganem	350 000 EH (56 000 m ³ /j)
Ain El Hammam	15500 EH (1860 m ³ /j)	Ain M'iila	117 000 EH (16820 m ³ /j)
Ouadhia	215000 EH (2580 m ³ /j) Boues activées	Fedjioua-Ain beida	80 000 EH (9600 m ³ /j)
Mechtras	25000 EH (4453 m ³ /j)	Zeghaia-Oued-endja	38 000 EH (4500 m ³ /j)
Boughardaine	7500 EH (900 m ³ /j)	Rouached	19 000 EH (2250 m ³ /j)
Ali Mendjeli	200000 EH Boues activées	Timimoun	42113 EH (13 476 m ³ /j)
Adrar	155000 EH	Ténès	62 000 EH (8 500 m ³ /j)
Bechar	300 000 EH	Tébessa	300 000 EH (48 000 m ³ /j)
Boudouaou	150 000 EH	Marset Ben M'Hidi	80 000 EH
Ouargla	/	Irdjen 1	15 000 EH (1800 m ³ /j)
Akbou	100 000 EH (16000 m ³ /j)	Irdjen 2	11 200 EH (1344 m ³ /j)
Barika	200 000 EH (26000 m ³ /j)	Beni Mered	383 000 EH (52000 m ³ /j)
Bou Ismail	230 000 EH (32000 m ³ /j)	Arris	63 000 EH (9400 m ³ /j)
Oum EL Bouaghi	145 000 EH (20 000 m ³ /j) Boues activées faible charge	Collecteurs acheminant les eaux usées vers la STEP de Sidi Merouane en projet.	/

Références bibliographiques

- [1] Soudi, B. & Benosmane, F. & Dimitri, X. & Mahi, M., (2009). '' Etude ONEP / FAO - Atelier sur l'assainissement, l'épuration et la réutilisation des eaux usées ''. Présentation du Guide Technique de la Réutilisation des Eaux Usées Epurées Agadir , Vol 33, PP 45-50.
- [2] Bouanani, H. Tebbal, S., (2013). '' Suivi et Diagnostic de la STEP de Koléa et possibilité de Valorisation des Sous-produits en agriculture''. Projet de fin d'étude en vue de l'obtention d'un diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique EN ECOLE NATIONAL POLYTECHNIQUE D'ALGER, 145 pages.
- [3] Tariq, N., (1974). '' Pollution de l'eau ''. Conférence internationale Paris. Vol 10, PP17-20
- [4] Ramade, F., (2000). '' Dictionnaire encyclopédique des pollutions '' Ediscience international Paris, 689 pages.
- [5] Baumont, S. & Camard, J.P. & Lefranc, A. & Franconi, A., (2004). ''Réutilisation des eaux usées, risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France''. Rapport ORS, 220 pages.
- [6] : Vaillant, J.R., (1974). '' Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires, eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles'', Eyrolles édition Paris, 413 pages.
- [7] Edline, F., (1979). '' L'épuration biologique des eaux résiduaires '', CEBEDOC édition Paris, 306 pages.
- [8] Desjardins, R., (1997). '' Le traitement des eaux''. 2ème édition .Ecole polytechnique de Montréal Canada. 303 pages.
- [9] Ait Amiri, Y., (2012). ''Etude des indicateurs de performance de la station d'épuration de Baraki ''. Projet de fin d'étude en vue de l'obtention d'un diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique en école nationale polytechnique d'Alger, 86 pages.
- [10] SALGHI, R. . '' Différentes filières de traitement des eaux ''. Cours à l'école nationale des sciences appliquées Agadir.
- [11] Gaid, A., (2005). ''Epuration biologique des eaux usées urbaines'', publication international N° 1247 05/ 84.
- [12] Gomella, C. & Guerrée, H., (1982). '' Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales , Edition Eyrolles, 260 pages.

- [13] Rodier, J. & Bazin, C. & Bourtin J.P. & Chambon, P. & Champsaur, H. & Rodi, L., (2005). '' L'analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ''. Dunod 8eme edition Paris, 1383 pages.
- [14] Meslem, T., (2012). ''Elimination de l'azote et du phosphore contenus dans les eaux usées urbaine'', document de l'ONA, 36 pages.
- [16] Guerree, H. & Gomella, C.,(1982). ''Les eaux usées dans les agglomérations urbaines et rurales, tome 1 ''. la collecte, Eyrolles 2° édition, 333 pages.
- [17] Imhoff, K., (1964). '' Manuel de l'assainissement urbain ''. Dunod édition Paris.,328 pages
- [18] Kaouther, M. & Amrouche, S., (2012). '' Mise en place d'indicateurs de suivi et d'optimisation de la station d'épuration de Réghaia''. Projet de fin d'étude à l'école nationale polytechnique d'Alger ,103 pages.
- [19] Degrement, M., (1992). ''technique de l'eau ''. Technique et documentation édition, Paris. 640 pages.
- [20] Claude, C., (1999). '' Les traitements de l'eau (procédés physico-chimique et biologique)'' .Edition Ellipses ,247pages.
- [21] Bechac, J.P. & Boutin, P. & Mercier, B .& Nuer, P., (1984). '' Edition EYROLLES, Traitement des eaux usées ''. Edition Eyrolles, 281 pages.
- [22] Gaid, K. & Martin, G. ''Lits bactériens concentriques'', Brevet déposé N° 1973 à Bennes.
- [23] Thomazeau, T., (2002). '' Station d'épuration ; aux potables- eaux usées''. Office International de l'Eau : CNFME / SNIDE.
- [24] Deshayes, M., (2007). ''Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lot séparés'', projet de fin d'étude, Spécialité Génie Civil à l'INSA de Strasbourg, 112 pages
- [26] Commission européenne. (1991)''Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées''. Mise en œuvre de la directive du conseil n° 91/271 relative au traitement des eaux urbaines et résiduaires.
- [27] Rodier, J. & Legube, B. & Merlet, N., (2009). ''L'analyse de l'eau''. 9° édition Dunod, 1600 pages.

- [28] Michael, W., (2006). "Analyse de l'laboratoire et analyse en continu traitement des eaux usées, éléments nutritifs". Rapport d'application, 56 pages.
- [29] Sadowski, A.G., (2002). " boue activée très faible charge-nitrification et dénitrification-traitement du phosphore ", Méthodes de calcul d'une filière de traitement, 103 pages.
- [30] Gaëlle, D. & Choubert, J.M., (1998). " Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées ". Document technique FNDAE n° 29, 39 pages.
- [31] Duc, C., (2009). "Suivi et optimisation du fonctionnement de la station de traitement des eaux usées de traitement de la communauté de la commune des trois frontières" . Mémoire de fin d'études, Mastère spécialisé en Eau potable et Assainissement, Ecole National du Génie de l'Eau et de L'Environnement de Strasbourg, 111 pages.
- [32] Dauvergne, G., (2007). "Mise en place d'indicateurs de suivi et d'optimisation de stations d'épuration, Application à trois installations de type boues activées de plus de 8500 équivalents habitant". Mémoire de fin d'étude présenté pour l'obtention du Certificat d'Etudes Supérieures spécialité Eau Potable et Assainissement, 73 pages.
- [33] Journal Officiel de la République Algérienne., (1996). "Normes de rejets dans le milieu récepteur ".
- [34] Ministère de l'environnement du Maroc., (2002). " Normes marocaines, Bulletin officiel du Maroc ", N°5062 du 30 Ramadan 1423 Rabat.
- [35] Les données de l'IBGE ." Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface" Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement, 16 pages.
- [36] Grimaud, L., (1996) " La valorisation des boues d'épuration en agriculture ". Mémoire D U Eau et Environnement Université Picardie,78 pages.
- [37] Couture, I., (2003). "Analyse d'eau pour fin d'irrigation " MAPAQ MONTEREGIE-EST, 10 pages.
- [38] Deronzier, G. & Schétrite, S. & Racault, Y. & Canler, J.P. & Liénard, A. & Héduit, A. & Duchène, P., (2004), "Traitement de l'azote dans les stations d'épuration". Ministère de agriculture et de la pêche FNDAE n° 25, 78 pages.
- [39] Demba, A., (2011). " étude de la qualité physique-chimique des eaux brute. Volume 3, N ° 110703 ISSN 2111-4706.
- [40] Rodier, J., (1996). " L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer", 8^{ème} éd Dunod, Paris, 1383 pages.

[41] Ranchet, J.M. & Philippe, J.P.,(1982). ''Pollution véhiculée par les eaux de ruissellement en réseau unitaire''. Le bassin de Mantes Bulletin de liaison des laboratoires des Ponts et Chaussées, 116 pages.

[42] Owen, W.F., (1982). ''Energy in wastewater treatment Toronto, Prentice- Hall''.

[43] Hedit, A, & Tabuchi, J.P., (2012). '' Note de contexte vers une plus grande économie énergétique des stations d'épuration ''.sciences eaux & territoires N° (Set-revue. Fr).

Site web :

[15] www.oieau.fr/eaudoc/integral/reuinter.htm

[25]<http://www.hqe.guidenr.fr/cible-s-hqe/filtre-infiltration-percolation-traitement-eaux-usées>