

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

BADJI MOKHTAR-ANNABA UNIVERSITY

جامعة باجي مختار - عنابه

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA



Faculté des Sciences de l'ingénieur
Département de génie des procédés

Année 2016

THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de **DOCTORAT en SCIENCES**

Déphosphatation physico-chimique et biologique des eaux usées

Option : **Génie Chimique**

Par

NEDJAH Nawel

DIRECTEUR DE THESE : **MIZI Abdelkader M.C.A** Université B.M- Annaba

DEVANT LE JURY

PRESIDENT : ISMAIL Fadhel Professeur Université B.M- Annaba

EXAMINATEURS : BOULMOKH Ahmed Professeur Université B.M- Annaba

GHEID Abdelhak Professeur Université M.C.M –Souk Ahras

MEDJRAM Med Salah Professeur Université 20 Aout 1955-Skikda

BERREDJEM Yamina M.C.A Université M.C.M – Souk Ahras

Remerciements

Je tiens à exprimer mes plus vifs sentiments de reconnaissance à Monsieur Abdelkader Mizi Maître de conférences « A » à l'université Badji Mokhtar de Annaba, grâce à son aide et sa collaboration nous avons pu achever l'étude des travaux de la thèse.

Je remercie également le Professeur Mostefa Baccouche de m'avoir accueillie dans son laboratoire et également Mme Doula Daas pour son aide précieuse et sa collaboration qui m'a guidée tout au long de cette étude, qu'elle trouve ici l'expression de ma plus profonde gratitude.

Je remercie vivement Monsieur Ismail Fadhel Professeur à l'université Badji Mokhtar de Annaba d'avoir accepté de présider le jury de soutenance.

Mes remerciements les plus chaleureux vont pareillement à Monsieur Boulmokh Ahmed Professeur à l'université Badji-Mokhtar de Annaba, à Monsieur Gheid Abdelhak Professeur à l'université Mohamed Cherif Messaadia - Souk Ahras et à Monsieur MEDJRAM Med Salah Professeur à Université 20 Aout 1955 de Skikda, ainsi que Madame Yamina Berredjem Maître de conférences à l'université Mohamed Cherif Messaadia - Souk Ahras d'avoir accepté de juger mon travail.

Je remercie tous mes enseignants et collègues du département de génie des procédés qui m'ont aidée afin que mes travaux de recherche soient réalisés.

Je remercie très chaleureusement l'équipe de bioconversion de l'unité de recherche en énergie renouvelable, grâce à eux, nous avons pu faire les analyses physico - chimiques.

Résumé

Réduire la quantité rejetée de phosphore ; élément nutritif ; dans les milieux récepteurs, permet de limiter le phénomène d'eutrophisation des cours d'eaux. C'est le but principal de notre travail de recherche. Le traitement chimique ou biologique sont reconnus efficace des eaux usées riche en phosphore. Nous avons travaillé sur la déphosphatation des eaux usées urbaines par traitement chimique, biologique.

Les eaux usées de la ville de Zrizer sont traitées partiellement avec un taux de 55 % en phosphore, 65% en DCO et 60% en MES. Cette eau est pompée pour être rejeté dans l'oued. Pour la lagune de la ville d'Adrar le phosphore est éliminé à 70 % pour un traitement par lagunage et sera rejeté dans les sables lointains de la ville.

Pour augmenter le rendement de la déphosphatation et réduire la teneur en phosphore dans les eaux usées rejetées aux milieux récepteurs, nous avons opté à un autre mode de traitement appelé traitement combiné qui est constitué d'un traitement biologique suivi d'un traitement physico chimique.

Ce traitement combiné est basé aussi sur la recherche de la dose optimale des différents coagulants conventionnels à savoir la chaux, le chlorure ferrique et le sulfate d'aluminium.

Le traitement combiné appliqué à la station par boue activée de Zrizer en aval a augmenté la déphosphatation de 55 % à 83 %.

Le rendement de déphosphatation de la station d'épuration par lagunage d'Adrar est amélioré lors de l'application du traitement combiné en aval de 75 % à 88 %.

Le traitement combiné présente un bon rendement si on place le traitement chimique après le traitement biologique et non pas avant. Ce type de traitement combiné est très appliqué surtout dans les grosses installations d'épuration. Ce procédé est souvent couplé à une déphosphatation physico-chimique, pour atteindre les niveaux de rejets requis.

Summary

Reduce the amount of phosphorus released; nutrient; in receiving environments, can limit the eutrophication of waterways. This is the main goal of our research work. The chemical or biological processing are recognized effective wastewater rich in phosphorus. We worked on the phosphorus removal of urban wastewater by chemical, biological.

We found a good treatment efficiency in organic matter a COD value of 95% and phosphorus worth 49%. To increase the treatment efficiency of phosphorus we opted for another combined treatment between the chemical and biological treatment, it proves an appropriate treatment technique for such a rejection.

This combination treatment is also based on the research of the optimal dose of various conventional coagulants namely lime, ferric sulfate and aluminum chloride. The combined treatment gave better returns phosphorus removal with a value of 83% and COD by 96%, these results are very encouraging and urged the STEP officials to apply this method of treatment.

ملخص

التقليل من كمية الفوسفور؛ أحد المغذيات في البيئات المستقبلية، يمكن أن تحد من التشبع الغذائي في المجاري المائية. هذا هو الهدف الرئيسي من العمل البحثي لدينا. يتم التعرف على المعالجة البيولوجية و الكيميائية الفعالة لمياه الصرف الصحي الغنية بالفوسفور.

لقد عملنا على إزالة الفوسفور من مياه الصرف الصحي في المناطق الحضرية بتطبيق المعالجة الكيميائية والبيولوجية.

وجدنا كفاءة معاملة جيدة في المواد العضوية بقية 95 % COD و الفوسفور بقيمة 49 % . لزيادة كفاءة علاج الفوسفور اخترنا العلاج المشترك بين المعالجة الكيميائية والبيولوجية، فإنه يثبت تقنية العلاج المناسب لمثل هذا الرفض.

ويستند هذا العلاج أيضا على أبحاث قمنا بها بإيجاد الجرعة المثلى لمختلف المخترات التقليدية وهي الجير، كلوريد الحديد وكبريتات الألومنيوم. أعطت العلاج جنبا إلى جنب إزالة الفوسفور بأفضل بقيمة 83 % و COD بنسبة 96 %، وهذه النتائج مشجعة جدا وتحث المسؤولين على خطوة تطبيق هذا العلاج.

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : caractéristique des réactifs de Fer | 31 |
| Tableau 2 : Caractéristique des réactifs à base d'aluminium | 33 |
| Tableau 3 : Avantages et inconvénients des procédés d'élimination du phosphore | 34 |
| Tableau 4 : Caractéristique de bassins de décantation | 41 |
| Tableau 5 : Caractérisation physico-chimique moyenne de l'eau usée avant et après traitement par lagunage naturel | 60 |
| Tableau 6 : Optimisation de la dose optimale et efficace du sulfate d'aluminium | 69 |
| Tableau 7 : Optimisation de la dose optimale et efficace du Chlorure ferrique | 71 |
| Tableau 8 : Optimisation de la dose optimale et efficace de la chaux | 72 |
| Tableau 9 : Paramètres physico-chimique de l'échantillon à traité avant et après traitement chimique | 74 |
| Tableau 10 : Paramètres physico-chimique de l'échantillon à traité avant et après traitement biologique par boues activées et rendement d'élimination | 76 |
| Tableau 11 : Paramètres physico-chimique de l'échantillon à traité avant et après traitement biologique par lagunage naturel et rendement d'élimination. | 77 |
| Tableau 12 : Caractérisation physico-chimique des échantillons des points de prélèvement | 81 |
| Tableau 13 : Taux d'élimination de NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} par traitement biologique. | 83 |
| Tableau 14 : Résultats d'analyse de NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} . | 84 |
| Tableau 15 : Comparaison du Taux d'élimination de NO_2^- , NO_3^- et de PO_4^{3-} par traitement physicochimique, traitement biologique et combiné. | 86 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Organigramme du chemin de traitement des eaux usées | 7 |
| Figure 2 : Organigramme de traitement des eaux usées | 8 |
| Figure 3 : Schéma d'un étang anaérobie | 13 |
| Figure 4 : Schéma d'un étang facultatif | 14 |
| Figure 5 : Principe de fonctionnement des boues activées | 19 |
| Figure 6 : Le principe de la déphosphatation biologique | 24 |
| Figure 7 : phénomène d'eutrophisation d'un lac | 35 |
| Figure 8 : Schéma Descriptif de relargage et réabsorption du phosphore | 36 |
| Figure 9 : Bassin de décantation (KOUSSANE) | 41 |
| Figure 10 : Passage des eaux usées de la station de relevage aux bassins de décantation | 41 |
| Figure 11 : Dimensions des bassins | 42 |
| Figure 12 : Géographie de la région d'étude | 42 |
| Figure 13 : Station d'épuration de Zrizer | 43 |
| Figure 14 : Concentration annuelle du phosphore à l'entrée de la STEP Zrizer | 49 |
| Figure 15 : Concentration annuelle du phosphore à la sortie de la STEP Zrizer | 49 |
| Figure 16 : Rendement en Phosphore de la STEP Zrizer | 50 |
| Figure 17 : DCO à l'entrée de la STEP Zrizer mg/L | 50 |
| Figure 18 : Rendement en DCO de la STEP Zrizer | 51 |
| Figure 19 : MES à l'entrée de la STEP Zrizer mg/L | 52 |
| Figure 20 : MES à la sortie de la STEP Zrizer mg/L | 52 |
| Figure 21 : Rendement d'épuration en MES | 53 |
| Figure 22 : Variation mensuelle de la turbidité de l'eau usée | 55 |
| Figure 23 : Variation mensuelle de la conductivité de l'eau usée | 55 |
| Figure 24 : Variation mensuelle du pH de l'eau usée | 56 |
| Figure 25 : Variation mensuelle des orthophosphates de l'eau usée | 56 |
| Figure 26 : Variation mensuelle des nitrates de l'eau usée | 57 |
| Figure 27 : Variation mensuelle de la DCO de l'eau usée | 57 |
| Figure 28 : Evolution mensuelle des phosphates durant le traitement biologique. | 58 |
| Figure 29 : Evolution mensuelle des nitrates durant le traitement biologique. | 58 |

| | |
|--|----|
| Figure 30 : Evolution mensuelle de NH_4^+ durant le traitement biologique | 59 |
| Figure 31 : Evolution mensuelle des NITRITES durant le traitement biologique | 59 |
| Figure 32 : Rendement d'épuration des formes d'azotes de la STEP Zrizer | 61 |
| Figure 33 : Rendement d'épuration de la STEP Zrizer | 61 |
| Figure 34 : Recherche de la dose optimale du sulfate d'aluminium en fonction de la concentration en phosphore | 70 |
| Figure 35 : Evaluation du rendement du traitement chimique par la dose optimale du sulfate d'aluminium | 70 |
| Figure 36 : Recherche de la dose optimale du chlorure ferrique en fonction de la concentration en phosphore | 71 |
| Figure 37 : Evaluation du rendement du traitement chimique par la dose optimale du chlorure ferrique | 72 |
| Figure 38 : Recherche de la dose optimale de la chaux en fonction de la concentration en phosphore | 73 |
| Figure 39 : Rendement de la chaux | 73 |
| Figure 40 : Taux d'élimination en P | 74 |
| Figure 41 : Taux d'élimination en DCO | 75 |
| Figure 42 : Taux d'élimination en turbidité | 75 |
| Figure 43 : Taux d'élimination par voie combinée en MES | 77 |
| Figure 44 : Taux d'élimination par voie combinée en DCO | 78 |
| Figure 45 : Taux d'élimination par voie combinée en P | 78 |
| Figure 46 : Points d'échantillonnage | 81 |
| Figure 47 : Rendement épuratoire du traitement biologique par lagunage naturel | 83 |
| Figure 48 : Points d'échantillonnage du traitement combiné | 84 |
| Figure 49 : Rendement du traitement chimique | 85 |
| Figure 50 : Rendement épuratoire des traitements : physico-chimique, biologique et combiné. | 86 |

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE
Chapitre I : ANALYSE BIBIOGRAPHIQUE

| | | |
|------|--|----|
| I. | La composition des eaux usées. | 7 |
| II. | Traitement des eaux usées. | 8 |
| II. | 1. Prétraitement. | 8 |
| II. | 1. 1. Dégrillage. | 9 |
| II. | 1. 2. Tamisage. | 9 |
| II. | 1. 3. Dessablage. | 9 |
| II. | 1. 4. Dégraissage-déshuilage. | 9 |
| II. | 2. Traitement primaire (décantation primaire). | 10 |
| II. | 3. Traitement secondaire. | 10 |
| II. | 3. 1. Traitement physico-chimique. | 10 |
| II. | 3. 1. 1. Coagulation -floculation. | 11 |
| II. | 3. 1. 1. 1. Colloïdales en solution | 11 |
| II. | 3. 1. 1. 2. Déstabilisation de colloïdales | 11 |
| II. | 3. 2. Traitement biologique | 12 |
| II. | 3. 2. 1. Le lagunage | 12 |
| II. | 3. 2. 1. 1. Les types des étangs | 12 |
| II. | 3. 2. 1. 1. a. Les étangs anaérobies | 12 |
| II. | 3. 2. 1. 1. b. Les étangs facultatifs (aérobie - anaérobie) | 13 |
| II. | 3. 2. 1. 1. c. Les étangs de maturation | 14 |
| II. | 3. 2. 1. 2. Type de Lagunage | 15 |
| II. | 3. 2. 1. 2. a. Lagunage naturel | 15 |
| II. | 3. 2. 1. 2. b. Lagunage à macrophytes | 15 |
| II. | 3. 2. 1. 2. c. Lagunage à microphytes | 15 |
| | d. Lagunage aéré | 16 |
| | e. Lagunage anaérobie | 16 |
| | f. Lagunage à haut rendement | 16 |
| II. | 3. 2. 1. 3. Avantages et inconvénients du traitement biologique par lagunage | 17 |
| II. | 3. 2. 2. Boues activées | 17 |
| II. | 3. 2. 2. 1. Description de procédé d'épuration par boues activées | 17 |
| II. | 3. 2. 2. 2. Décanteur secondaire | 18 |
| II. | 3. 2. 2. 3. Recirculation des boues | 19 |
| III. | Traitement de phosphore | 19 |
| III. | 1. Définition | 19 |

| | | |
|---------------|---|-----------|
| III. 2. | Source de phosphore | 19 |
| III. 3. | Le phosphore dans le milieu aquatique | 20 |
| III. 4. | Les formes de phosphore | 22 |
| III. 5. | L'élimination biologique du phosphore | 22 |
| III. 5. 1. | Mécanismes du processus de suraccumulation | 24 |
| III. 5. 2. | Les phases distinguées au cours du relargage (la phase anaérobie) | 25 |
| III. 5. 3. | Facteurs dont dépend le processus de suraccumulation | 25 |
| III. 5. 3. 1. | Les bactéries déphosphatantes | 25 |
| III. 5. 3. 2. | Les poly- β -alcanoates (PHA) | 26 |
| III. 5. 3. 3. | La DCO facilement biodégradable | 26 |
| III. 5. 3. 4. | Le glycogène | 26 |
| III. 5. 3. 5. | Les ions calcium, magnésium et potassium | 27 |
| III. 5. 4. | Facteurs influençant de la déphosphatation | 27 |
| III. 5. 4. 1. | Le pH | 27 |
| III. 5. 4. 2. | La température | 27 |
| III. 5. 4. 3. | L'âge des boues | 28 |
| III. 5. 4. 4. | Les métaux | 28 |
| III. 5. 4. 5. | La Présence d'oxygène et de nitrate | 28 |
| III. 6. | Traitement physicochimique (Elimination physico-chimique du phosphore) | 28 |
| III. 6. | Principe | 28 |
| III. 6. 1. | Réactifs utilisés | 29 |
| III. 6. 2. 1. | Réactifs à base de fer | 39 |
| III. 6. 2. 2. | Réactifs à base d'aluminium | 31 |
| III. 6. 2. 3. | Réactif à base de calcium | 33 |
| III. 7. | Avantages et inconvénients des procédés d'élimination des phosphores | 34 |
| IV. | Eutrophisation | 34 |
| V. 1. | Définition | 34 |
| IV. 2. | Phénomène de l'eutrophisation | 35 |
| | CHAPITRE II : CARACTERISATION DES EAUX USEES | 38 |
| I. | Introduction | 39 |
| II. | L'épuration des eaux usées en Algérie | 39 |
| II. 1. | Station d'épuration des eaux usées par lagunage naturel -Adrar-Algérie | 40 |
| II. 2. | Station d'épuration des eaux usées par boues activées de Zrizer EL-Taref. | 42 |
| III. | Analyses Chimiques | 43 |
| III. 1. | Mesure du pH | 43 |
| III. 2. | Matière en suspension. | 44 |

| | | |
|-----------------|---|-----------|
| III. 3. | Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) | 44 |
| III. 4. | Mesure des Orthophosphates | 45 |
| III. 5. | Mesure des Nitrites | 45 |
| III. 6. | Mesure des Nitrates | 46 |
| III. 7. | Mesure de l'azote ammoniacal | 47 |
| IV. | Caractérisation des eaux usées de la ville El-Taref | 47 |
| IV. 1. | Echantillonnage | 48 |
| IV. 2. | Résultats et discussion | 48 |
| V. | Caractérisation des eaux usées de la ville d'Adrar | 53 |
| V. 1. | Echantillonnage | 54 |
| V. 2. | Résultats et discussion | 54 |
| | Chapitre III DEPHOSPHATATION PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DU PHOSPHORE | 62 |
| I. | Introduction | 63 |
| II. | Objectifs | 64 |
| III. | Traitement du phosphore des eaux usées domestiques | 65 |
| IV. | Procèdes classiques | 65 |
| IV. 1. | Traitement physico chimique du phosphore | 67 |
| IV. 1. 1. | Protocole expérimental | 68 |
| IV. 1. 1. 1. | Recherche de la dose optimale | 69 |
| IV. 1. 1. 1. 1. | Dose optimale du sulfate d'aluminium | 69 |
| IV. 1. 1. 1. 2. | Dose optimale du chlorure ferrique | 71 |
| IV. 1. 1. 1. 3. | Dose optimale de la chaux | 72 |
| IV. 1. 2. | Rendement du traitement chimique des eaux résiduaire | 74 |
| IV. 2. | Traitement biologique du phosphore | 75 |
| IV. 2. 1. | Traitement des eaux usées par boues activées | 76 |
| IV. 2. 2. | Traitement combinée : Physicochimique et biologique par boues activées | 77 |
| IV. 2. 3. | Traitement des eaux usées par lagunage naturel | 81 |
| IV. 2. 4. | Traitement combiné : Physico-chimique et biologique par lagunage naturel | 83 |
| | CONCLUSION GENERALE | 89 |
| | REFERENCES BIBIOGRAPIYQUES | 93 |

LISTE DES ABREVIATIONS

DBO₅ : La demande biologique en oxygène (DBO₅ en mg O₂ l⁻¹),

DCO : La demande chimique en oxygène (DCO en mg O₂ l⁻¹),

MES : Matières en suspension,

N : Azote,

P : Phosphore,

UV : Rayons ultra-violets,

pH : potentiel Hydrogène,

EH : Equivalent Habitant,

Turb : Turbidité.

INTRODUCTION

GENERALE

Malgré ses vertus comme élément essentiel à la vie, le phosphore a aussi une réputation comme polluant. Dans les régions rurales, il ruisselle régulièrement des champs agricoles dans les eaux, et dans les régions urbaines, il vient des eaux usées, le principal ingrédient des excréments humains venant de la chasse d'eau des toilettes. Dans les deux cas, le phosphore peut augmenter les niveaux de concentration de nutriments de l'endroit, provoquant des floraisons d'algues dans les lacs et les rivières où il s'accumule: un procédé appelé eutrophisation.

Ces croissances excessives d'algues peuvent éventuellement diminuer l'oxygène disponible dans l'eau, à tel point que certaines espèces de poissons ne peuvent plus survivre. C'est ce qui affligeait le Lac Érié dans les années 1970, ce qui attira l'attention de David Schindler, un biologiste de l'université de l'Alberta. En prenant un petit lac dans le nord de l'Ontario, il le divisa en 2 avec un rideau submergé et démontra que c'était le phosphate dans les détergents qui venaient des eaux usées municipales qui étaient les principaux coupables de ce qui affligeait le Lac Érié [1]. Les fabricants de détergents ont ensuite été motivés pour diminuer les quantités de phosphates dans leurs produits, ce qui a diminué de beaucoup l'eutrophisation du lac.

La croissance de la population urbaine et le développement des activités ont pour conséquence une surexploitation des nappes phréatiques et leur contamination ainsi qu'une augmentation importante des rejets dans le milieu naturel, et ce, bien au-delà des capacités d'auto-épuration des oueds.

Sur l'ensemble de l'Algérie du Nord, 193 des 358 agglomérations urbaines (sur les 447 définies par l'ONS en 1987), sont situées à l'amont des barrages et des champs captant des nappes, représentant 6.288.000 habitants en 1995, soit 45% de la population urbaine totale et potentiellement 10.086.000 habitants en 2010 qui porteront atteinte à ces ressources directement ou indirectement [2].

Il faut rappeler que l'Algérie se situe, parmi les pays les plus pauvres en matière de potentialités hydriques ; le citoyen algérien ne dispose, que de 1/5000^{ème} de la quantité moyenne mondiale, soit en-dessous du seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1000 m³/hab/an.

Le volume distribué représente, 85% du volume produit, soit une perte de transfert et de traitement de près de 15 %. A ces pertes il y a lieu d'ajouter, pratiquement dans la quasi-totalité des villes, celles à l'intérieur des réseaux dont on n'a pas

une évaluation précise mais qu'on peut estimer entre 40% et 50%, le niveau admissible des pertes se situant à hauteur de 15 à 20%.

Les réseaux d'assainissement se sont développés de manière anarchique au gré du développement des villes, alors que toute élaboration d'un plan d'urbanisme repose en premier lieu sur un schéma d'alimentation et d'assainissement des eaux, et que d'autre part, les systèmes d'épuration adoptés (stations d'épuration dans la quasi-totalité des cas) ne résultaient pas d'études approfondies préalables à l'échelle du bassin.

Le nombre de stations d'épuration des eaux domestiques réalisées en Algérie n'est guère appréciable. Il a été estimé en 2000 à 46 sur tout le territoire national.

Leur capacité de traitement varie de 1000 à 750 000 équivalent/habitant bien qu'elles totalisent une capacité estimée à 2.900.000 équivalent /habitant pour une population raccordée de 2.452.000 habitants. Par ailleurs, ces équipements sont souvent à l'arrêt, parfois même abandonnés, ou connaissent un fonctionnement irrégulier [3].

L'élimination du phosphore, ou "déphosphatation", peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques.

En ce qui concerne les traitements physico-chimiques, l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation. Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent une grande partie du phosphore se trouvant dans l'eau, mais engendrent une importante production de boues.

Quant à la déphosphatation biologique consiste à provoquer l'accumulation du phosphore dans les cultures bactériennes des boues. Les mécanismes de la déphosphatation biologique sont relativement complexes et leur rendement est variable. Elle dépend notamment de la pollution carbonée et des nitrates présentes dans les eaux usées.

Dans les grosses installations d'épuration, ce procédé est souvent couplé à une déphosphatation physico-chimique, pour atteindre les niveaux de rejets requis.

La principale origine du phosphore dans les eaux de surface est constituée des rejets issus du traitement des eaux résiduaires urbaines. Depuis quelques années,

la législation s'est considérablement renforcée et des normes de plus en plus sévères sont appliquées aux effluents rejetés dans les rivières ou dans les lacs en zones sensibles à l'eutrophisation. Ainsi, pour les stations traitant les eaux de collectivités de 10 000 à 100 000 équivalents habitants, la concentration moyenne annuelle en phosphore dans les effluents ne doit pas excéder 2 mg.l^{-1} [4].

Cette limite est abaissée à 1 mg.l^{-1} pour les collectivités de plus de 100 000 équivalents habitants. Dans notre travail nous avons choisi deux sites d'études le premier une station d'épuration à faibles collectivité celle e la ville de zrizer wilaya El-taref de plus de 70 000 habitants fonctionnant à boues activées et l'autre la ville d'Adrar avec une habitation de plus de 100 000 habitants et dont le traitement de ses rejets en eaux usées se fait dans une station à lagunage naturel. L'apport en phosphore et le suivi de la concentration en phosphore est l'objectif principal d'étude.

Dans ce cadre, l'objectif de ce travail est d'étudier, à partir de la composition et la caractérisation des eaux usées de nos deux sites d'étude, l'élimination des différentes formes du phosphore dans les eaux usées rejetées après traitement par boues activées et par lagunage naturel , ainsi que la possibilité d'améliorer le rendement épuratoire biologique par l'ajout en amont ou en aval de la station un traitement physico chimique de coagulation pour augmenter la capacité en déphosphatation des eaux usées.

Ce type de procédé combiné entre le traitement biologique et le traitement physico chimique présente l'avantage, d'une part, de permettre la limitation de la charge phosphorée dans les zones sensibles à l'eutrophisation, et d'autre part, l'accumulation des différentes formes du phosphore dans les boues des eaux usées servant par la suite dans les épandages et la fertilisation des terres agricoles.

Le premier chapitre de ce mémoire est consacré à la description de principales généralités sur les eaux usées et leur composition ainsi que les traitements biologiques et physico chimiques, sans oublier de focaliser une analyse bibliographique sur le phosphore des eaux usées et ses inconvénients et toutes ses méthodes de traitement efficaces. Ce premier chapitre fait surtout le point

bibliographique sur la problématique de l'eutrophisation et du contrôle de la concentration du phosphore rejeté vers les milieux récepteurs.

La partie expérimentale de notre étude est subdivisée en deux chapitres : chapitre II et chapitre III, elle est consacrée aux résultats expérimentaux trouvés.

Le chapitre II se concentre sur la caractérisation des eaux usées des deux sites d'études à savoir la station d'épuration de Zrizer et d'Adrar. Ce second chapitre présente les matériels et les méthodes analytiques utilisées pour la caractérisation mensuelle des eaux usées des deux stations d'épuration. Un suivi de la composition mensuelle des polluants organiques et du phosphore est présenté permettant de voir l'évolution pendant un échantillonnage d'une année des principaux polluants.

Dans le troisième chapitre nous avons exposé les résultats trouvés lors du suivi des deux stations pour le traitement du phosphore par voie biologique (boue activée et lagunage naturel) et physico chimique ainsi que la combinaison des deux traitements en amont et en aval de la station de chaque site d'études. Et en finalité nous avons présenté une discussion et une conclusion générale sur le rendement de la déphosphatation biologique, physico chimique et combiné des eaux usées urbaines avec perspectives d'étude.

CHAPITRE 1 :

ANALYSE

BIBLIOGRAPHIQUE

I. LA COMPOSITION DES EAUX USEES

Les eaux usées urbaines arrivant aux stations d'épuration urbaines sont majoritairement constituées d'eaux usées domestiques dans le cas de réseaux d'assainissement séparatifs, auxquelles viennent s'ajouter les eaux pluviales issues du ruissellement sur les ouvrages routiers, toitures. Dans le cas de réseaux d'assainissement unitaires ; dans les zones industrialisées, des eaux usées industrielles peuvent également arriver aux stations d'épuration [5]. De par les quantités d'éléments véhiculés dans les eaux usées et la toxicité de certains d'entre eux, les eaux usées doivent être épurées avant d'être rejetées dans les eaux naturelles (voir figure 1).

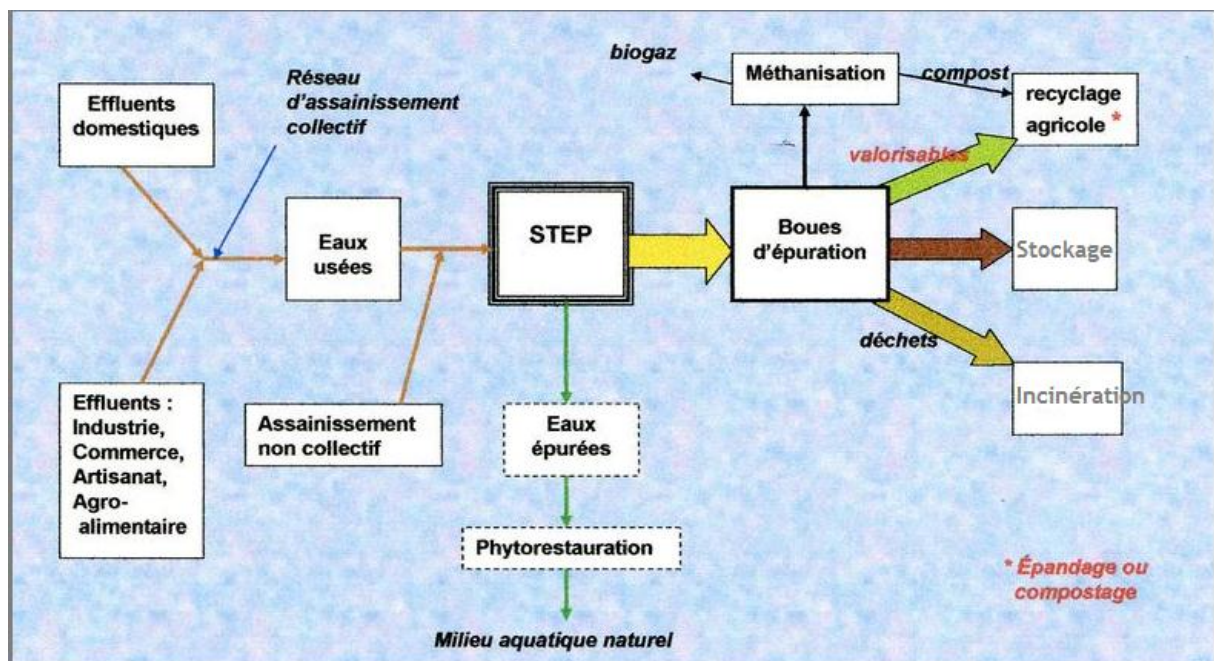


Figure 1 : organigramme du chemin descriptif des eaux usées urbaines.

Les principaux constituants des eaux usées que les traitements vont tenter de diminuer sont :

- les matières en suspension (MES),
- l'azote et le phosphore (mg/l),
- les métaux lourds, les graisses et détergents,
- les germes et les virus,
- les matières oxydables (pollution carbonée) caractérisées par :

1. la demande biologique en oxygène (DBO₅ en mg O₂ L⁻¹), quantité d'oxygène consommée en 5 jours par une biomasse pour décomposer les matières organiques,
2. la demande chimique en oxygène (DCO en mg O₂ L⁻¹) qui représente la matière oxydable par voie chimique.

Ces constituants sont répartis dans différentes fractions :

- déchets flottants,
- particulaire (décantable en 2 heures),
- colloïdale (qui peut flocculer et qui peut être retenue dans un filtre),
- soluble (ce qui reste en solution).

II. TRAITEMENT DES EAUX USEES

La figure 2 montre les procédés d'épuration mis en œuvre et qui sont directement liés aux propriétés de ces différentes fractions [6].

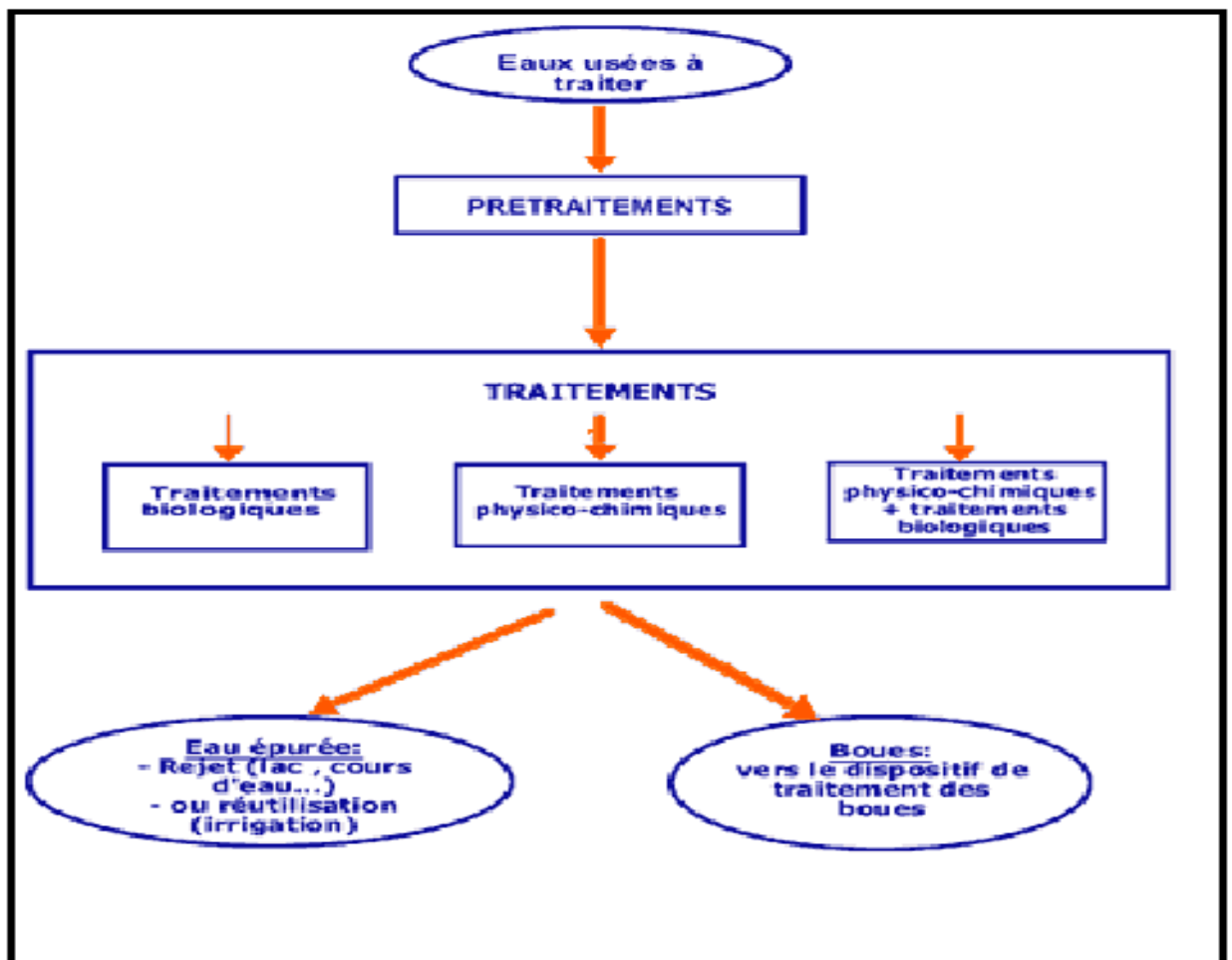


Figure 2 : Organigramme de traitement des eaux usées

La station d'épuration d'une agglomération urbaine comporte une chaîne de traitement dont la complexité dépend du degré d'épuration jugé nécessaire. On classe habituellement ces traitements de la façon suivante :

II.1. Prétraitement

Avant leur traitement, les eaux brutes doivent subir un prétraitement. Les dispositifs de prétraitement sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre, qui a pour objectif d'extraire la plus grande quantité possible de matières séparables pouvant gêner les traitements ultérieurs. On distingue quatre actions pour le prétraitement :

II.1.1. Dégrillage

Il s'agit de retenir les déchets solides qui peuvent arriver à la station d'épuration en faisant passer l'effluent à traiter à travers des grilles espacées de quelques centimètres, afin de protéger les ouvrages en aval.

L'opération peut être plus au moins efficace en fonction de l'écartement des barreaux des grilles, on distingue :

- Dégrillage fin, pour un écartement de 3 à 10 mm,
- Dégrillage moyen, pour un écartement de 10 à 25 mm,
- Pré dégrillages, pour un écartement de 30 à 100 mm [7].

II.1.2. Tamisage

Cette opération constitue un dégrillage fin, elle est réalisée en faisant passer l'effluent à travers des grilles ayant des fins trous. Elle est mise en œuvre dans le cas d'eaux résiduaires chargées de matières en suspension de petite taille. On distingue :

- Le macro tamisage avec une dimension de mailles supérieur à 250 μ m,
- Le micro tamisage avec vide de maille entre 30 μ m à 150 μ m.

II.1.3. Dessablage

Le dessablage concerne de particules minérales de diamètre supérieur à 0.2 mm et de masse spécifique de l'ordre de 2.65 g/cm³. Il est en effet souhaitable de les récupérer en amont de la station afin de :

- éviter les dépôts dans les canaux et conduites,
- protéger les pompes et les autres appareils contre la corrosion.

II.1.4. Dégraissage-déshuilage

Le dégraisseur a pour objet la rétention des graisses par flottation naturelle ou accélérée par injection de fines bulles permettant de faire remonter rapidement les graisses en surface. Il est essentiel pour limiter les problèmes de :

- Diminution des capacités d'oxygénation des installations de traitement biologiques.
- Mauvaise sédimentation dans les décanteurs.
- Bouchage des canalisations et des pompes.
- Pour qu'un dégraissage soit efficace, il faut que la température de l'eau soit inférieure 30 °C.

II.2. Traitement Primaire (Décantation Primaire)

Dans une station d'épuration, le décanteur est l'ouvrage fondamental qui assure la séparation gravitaire de la boue et de l'eau épurée, il a pour but:

- De retenir une fraction importante de la pollution.
- D'alléger la charge du traitement secondaire ultérieur.
- De réduire les risques de colmatage des systèmes de traitement.

On distingue deux types de matières décantables :

- Les particules grenues : qui conservent les mêmes dimensions au cours de leur chute, elles sédimentent indépendamment les unes des autres avec une vitesse de chute constante,
- Les particules coalescentes qui s'agglomèrent pendant la sédimentation.

II.3. Traitement Secondaire

II.3.1. Traitement physico-chimique

L'épuration physico-chimique, coûteuse et difficile à réaliser, s'applique plutôt aux eaux résiduaires industrielles ou aux eaux usées contenant en proportion notable

des résidus d'usines susceptibles d'entraver le développement des processus biologiques [8].

II.3.1.1.Coagulation -floculation

La décantation primaire permet d'éliminer les composés organiques et minéraux les plus dense ; mais la fraction colloïdale, constituée de particules de petites dimensions (10^{-8} à 10^{-2} mm), n'est pas éliminée.

II.3.1.1.1.Colloïdales en solution

On distingue deux catégories de colloïdales [9] :

Les colloïdaux hydrophiles qui ont une forte affinité pour les molécules d'eau auxquelles elles s'unissent par liaison hydrogène. Ces colloïdales possèdent:

- Des groupements hydrophiles (OH, NH₂, COOH, etc...) totalement ou partiellement ionisés Exe: détergents synthétiques, protéines, lignine, matière humiques, savons.

Des colloïdales hydrophobes qui sont des particules ayant peu d'affinité pour l'eau et dont la stabilité sont dues à la charge électrique qu'ils portent ; ces charges engendrent des répulsions mutuelles qui les empêchent de s'agglomérer.

Entre ces deux catégories de colloïdales, il est possible de trouver tout un éventail de comportements intermédiaires.

II.3.1.1.2. Déstabilisation de colloïdales

Les particules colloïdales en solution sont soumises à deux types de forces :

- Les forces d'attraction de London-Van Der Waals.
- Les forces de répulsion électrostatiques.

En pratique la déstabilisation peut être réalisée Soit en ajoutant des réactifs minéraux contenant des cations qui seront adsorbées au niveau de la surface du colloïde ; on a alors une neutralisation de la charge électrique c'est-à-dire réduire des forces de répulsions électrostatiques. Cette opération est appelée coagulation. Soit par agglomération des colloïdes déchargés par agitation douce.

L'utilisation de polyélectrolytes (macromolécules organiques) permet aux forces d'attraction de Van Der Waals de rapprocher les particules entre elles pour former

des micro-flocs puis des flocons plus volumineux qui eux pourront décanter. Cette forme de déstabilisation est appelée floculation.

II.3.2. Traitement biologique

L'épuration biologique est basée sur les mêmes phénomènes que ceux de l'autoépuration naturelle des cours d'eau (rivières, lacs, barrages, mer) sous l'action des micro-organismes aquatiques [10].

Les micro-organismes ont la faculté de métaboliser les composés organiques et aussi des composés minéraux non oxydés (H_2S , NH_3 , NO_2). Il existe des bactéries qui peuvent assimiler des composés toxiques tels que le phénol, le formaldéhyde, les cyanures, etc.

II.3.2.1. Le lagunage

Une station de lagunage est une succession de bassins ou d'étangs de rétention peu profonds et imperméables, dans lesquels l'eau s'écoule lentement par gravité. Dans chacun de ces bassins, stagne une tranche d'eau où évolue un écosystème particulier dans lesquels différents organismes interviennent afin d'éliminer la charge polluante.

Il existe plusieurs types d'étangs selon le mode d'auto épuration réalisé et qui caractérise par la suite le mode de traitement par lagunage [11].

II.3.2.1.1. Les typse des étangs

II.3.2.1.1.a. Les étangs anaérobies

Ils reçoivent des charges organiques très élevées qui sont exprimées en DBO par unité de volume qui explique l'absence d'oxygène dissous à cause de la profondeur (de 2 à 5m) et la charge organiques plus élevées, il n y a aucun couche aérobie et toute l'activité biologique est anaérobie .

Ce type de bassin est montré dans la figure 3 et fonctionne un peu comme une fosse septique.

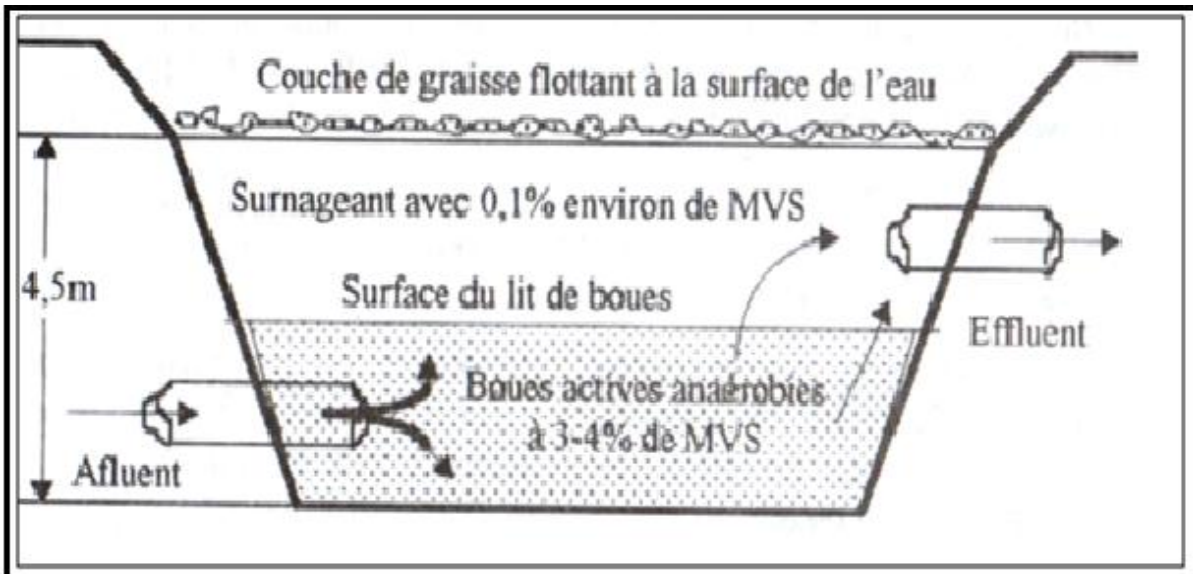


Figure 3: Schéma d'un étang anaérobie

Les matières décantables se déposent sur le fond pour former les boues et subissent une digestion anaérobie, ce processus consiste à transformer la matière organique en gaz. Ce type d'étang permet la formation d'une couche superficielle de plusieurs centimètres qui forme une couverture naturelle capable de retenir la chaleur, les mauvaises odeurs et de maintenir des conditions anaérobies. Ce processus actif pour une température supérieure à 15°C, produit un dégagement de biogaz (70% de méthane et 30% de dioxyde de carbone).

Les inconvénients majeurs des bassins anaérobies sont le dégagement d'une odeur désagréable ; Cette odeur est due à la réduction bactérienne des sulfates en sulfure d'hydrogène, et la stabilisation incomplète qui nécessite une étape supplémentaire aérobie

II.3.2.1.1.b. Les étangs facultatifs (aérobie - anaérobie)

Ce sont de simples bassins de grande dimension, mais dans la profondeur ne doit pas dépasser 1 à 2 m afin de préserver les conditions d'aérobiose. La charge entrante ne doit pas être trop élevée. Dans ce bassin, l'élimination des déchets passe par deux voies :

- La voie physico-chimique : naturellement des réactions chimiques ont lieu dans l'eau entre les différents éléments minéraux déjà présents. Ces réactions tendent vers une certaine neutralité entre les différents composés.
- La voie microbiologique : C'est le moyen le plus efficace où les déchets organiques sont progressivement dégradés par les bactéries (le processus de minéralisation).

Elles comportent deux parties :

- une partie supérieure aérobie, riche en algues et en microorganisme aérobies.
- le fond couvert de sédiments organiques, siège de fermentations anaérobies. Les fermentations du fond produisent du (CO_2 , H_2S , CH_4 , NH_3 ...) et des composés organiques de faible poids moléculaire. Les composés produits alimentent la flore bactérienne et les algues de zones supérieures.

Dans ces bassins il se développe une relation symbiotique entre les algues et les bactéries (figure 4). Les matières dissoutes et colloïdales sont oxydées par des bactéries aérobies, utilisant l'oxygène provenant de l'absorption naturelle (les vents) et celle qui produit par les algues. Les matières décantables entrent dans la décomposition anaérobie, avec production de méthane et d'autres composés réduits. Ces derniers migrent vers la couche aérobie où ils sont oxydés. Les composés produits alimentent la flore bactérienne.

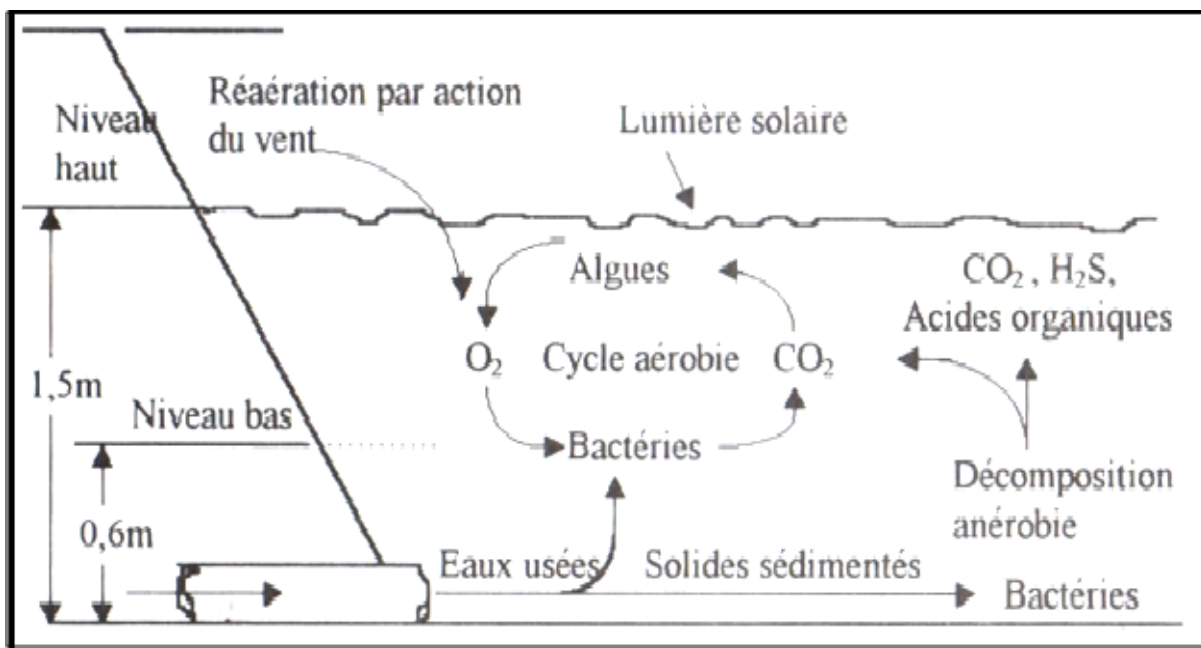


Figure 4 : Schéma d'un étang facultatif

II.3.2.1.1.c. Les étangs de maturation

Les bassins de maturation reçoivent un effluent très peu chargé, ils sont entièrement aérobies de faible profondeur de 1 à 1,5 m, afin de maintenir le bassin en conditions d'aérobiose et de permettre aux rayons du soleil de pénétrer jusqu'au fond du bassin. Leur objectif est de détruire les microorganismes pathogènes. L'enlèvement de ces dernières repose sur la sédimentation et sur le soleil.

Les bactéries et autres microorganismes pathogènes sont très sensibles aux rayons ultra-violet (UV) provenant de soleil. En plus de fournir ces UV, le soleil accentue la photosynthèse algale, ce qui a pour effet de consommer rapidement le dioxyde de carbone et d'augmenter le pH du bassin.

Les rayons UV combinés à un pH élevé sont donc responsables de l'élimination des pathogènes.

La taille et le nombre de bassins de maturation dépend des normes de rejet ou de la qualité microbiologique souhaitée [12].

II.3.2.1.2. Type de Lagunage

II.3.2.1.2.a. Lagunage naturel

Le lagunage naturel est composé de plusieurs bassins en série, généralement trois bassins, à faible profondeur, dont le premier est conçu peut être facultatif et les suivants sont des lagunes de maturation, le temps de séjour est de 60 à 90 jours.

La décomposition de la pollution est principalement réalisée par l'action de bactéries aérobies se développant naturellement, l'oxygène étant apporté par l'air qui se trouve au-dessus de la surface de l'eau, ou par émission par les algues par photosynthèse.

II.3.2.1.2.b. Lagunage à macrophytes

Il est caractérisé par la présence de plantes visibles à l'œil nu. Il est constitué de plantes immergées ou émergées, enracinées ou non telles que les roseaux, les massettes, les lentilles d'eau ou les jacinthes d'eau, etc... Les bassins sont alors généralement de plus faible surface et moins profond (0,6 à 0,8 m) où la charge polluante est plus faible.

Ce type a un bon rendement épuratoire en ce qui concerne l'élimination de la matière organique, de la matière en suspension, des sels nutritifs et des métaux lourds. Mais il augmente le coût de fonctionnement du fait d'un entretien plus lourd.

II.3.2.1.2.c. Lagunage à microphytes

Les plantes sont représentées par le phytoplancton, algues microscopiques de (1/100)^{ème} de mm en moyenne, mais jouant le même rôle que les macrophytes dans la fixation des nutriments.

Malgré ces excellentes adaptations à leur milieu, la mortalité est élevée (par sédimentation, prédation, compétition, diminution des ressources...).

Les espèces de micro algues présentes dans les bassins sont adaptées à des conditions spécifiques (physico-chimiques et climatiques).

Aussi, les variations de ces conditions (arrivée de l'hiver, changement de la composition des eaux usées,...) entraînent des changements importants dans la composition des différentes espèces d'algues.

II.3.2.1.2.d. Lagunage aéré

Le lagunage aéré est composé de plusieurs bassins, dont le premier est équipé d'un dispositif d'aération artificiel soit en surface (aérateurs), soit en immersion (insufflation d'air), qui fournissent la majorité des besoins en oxygène.

II.3.2.1.2.e. Lagunage anaérobie

Les principes fondamentaux de ce système d'épuration, surtout utilisé en climat tropical, sont les suivants :

- Une profondeur d'eau importante (supérieur à 4m) pour éviter la prolifération algale,
- Des effluents à charge organique élevée : DBO5 500 à 700 kg/ha/jour,
- Températures élevées supérieur à 25°C,
- Le pH doit être maintenu aux environs de 7.

II.3.2.1.2.f. Lagunage à haut rendement

Constitué de bassins à faible profondeur (0.3 à 0.5 m) dans lesquels un courant empêche la décantation des algues.

Ce type est particulièrement intéressant pour l'élimination des sels nutritifs. Utilisée pour le traitement des rejets piscicoles et des matières de vidange. Le temps de séjour est de 10 à 15 jours [13].

II.3.2.1.3. Avantages et inconvénients du traitement biologique par lagunage

- **Avantages**

- Faible coût d'exploitation.
- Ne nécessite pas des réactifs chimiques.
- Bien adapté au réseau unitaire (les eaux pluviales jouant un bon rôle de dilution pour de fortes charges ponctuelles).
- Faible technicité requise pour l'exploitant, surveillance régulière mais uniquement hebdomadaire du fait de la rusticité du système.

- **Inconvénients**

- Forte emprise au sol limitant l'installation aux grandes communes.
- L'installation nécessite une imperméabilisation du sol (argile ou géomembrane).
- Variations saisonnières de la qualité d'eau de sortie.
- Adapté pour un type de pollution organique : n'apprécie pas les grandes concentrations des pollutions chimiques.
- Faucardage au moins une fois par an pour les lagunages à macrophytes.

II.3.2.2. Boues activées

II.3.2.2.1. Description de procédé d'épuration par boues activées

Ce procédé (voir figure 5) est le plus utilisé pour des stations de taille moyenne à importante (plus de 2000 EH), il peut éliminer 90 à 95% de la DBO5 entrante. Le réacteur à boues activées est un vase de culture bactérienne fonctionnant en

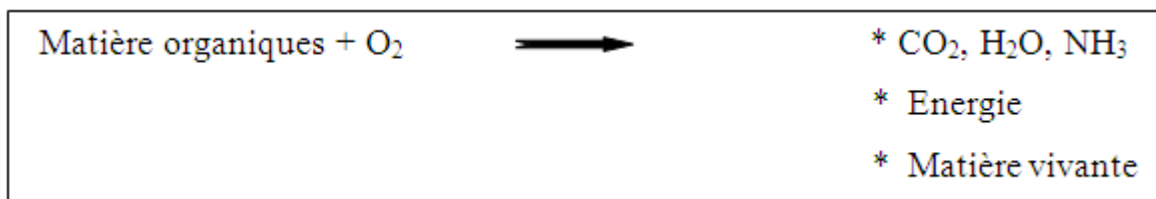
continue. Les boues activées étant la suspension boueuse contenant la flore bactérienne épuratrice [14].

Le milieu étant suffisamment oxygéné, il s'y établit une flore bactérienne aérobie. Grâce à leurs enzymes, ces bactéries solubilisent les matières colloïdales et utilisent les matières organiques dissoutes soit pour se procurer par oxydation l'énergie nécessaire, soit pour synthétiser du protoplasme et se multiplier [15].

Les bulles d'air (l'oxygène dissout) sont produites et dispersées dans l'eau par deux types de systèmes

- Air comprimé puis transféré par des diffuseurs immergés.
- Aération mécanique qui crée des turbulences entraînant des bulles d'air dans l'eau.

Le gonflement des boues ou "Bulking" Ceci est dû, en général, à une trop faible teneur en oxygène dissous (Flottation des boues) à causes de dénitrification des nitrates et formation de bulles d'azote.



II.3.2.2.2. Décanteur secondaire

Le niveau de traitement dans les processus d'aération dépend de la décantation des boues dans le décanteur.

Un floc qui s'agglomère bien, sédimente par gravité et permet d'obtenir un surnageant clair et limpide que l'on peut évacuer.

Par contre des floccs de petite taille, mal agglomérés ou filamenteux ne peuvent être séparés par gravité.

Ceci peut être résultant de l'une de ces conditions [16].

- Aération insuffisante.
- Manque de substances nutritives.
- Présence de substances toxiques.
- Surcharge polluante.

II.3.2.2.3. Recirculation des boues

Afin de conserver un stock constant et suffisant de bactéries pour assurer le niveau d'épuration recherché, une fraction des boues est recyclée en tête de bassin, ceci n'est possible qu'avec une bonne décantation dans le décanteur secondaire.

La fraction restante est évacuée du circuit et dirigée vers les unités de traitement des boues, elle constitue les « Boues en excès » [17].

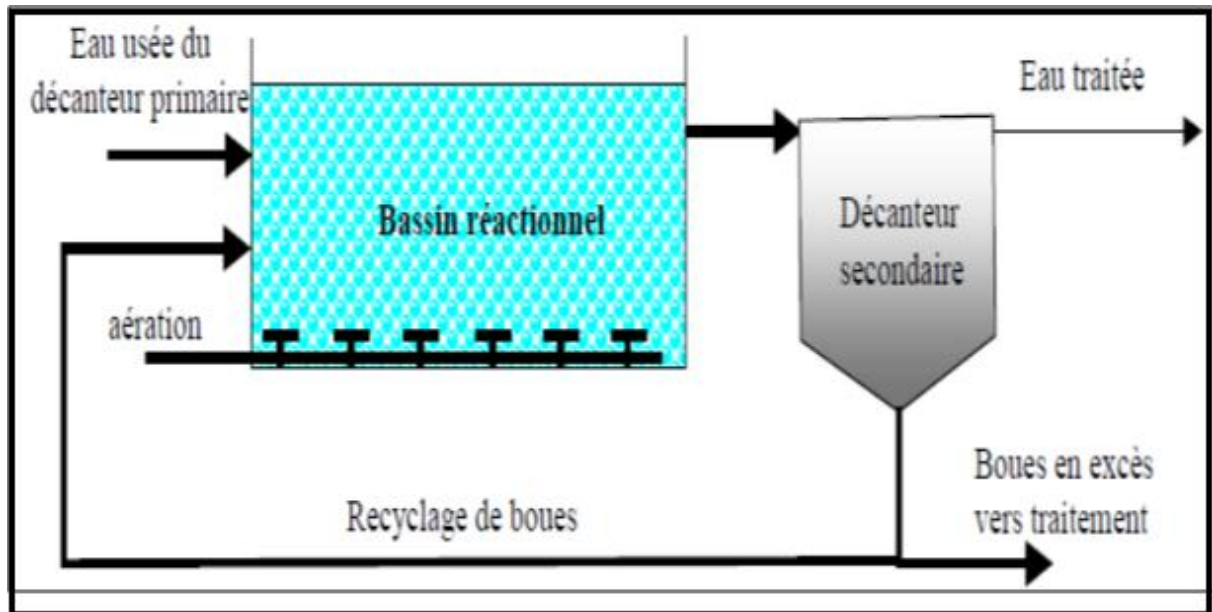


Figure 5 : Principe de fonctionnement des boues activées

III. TRAITEMENT DE PHOSPHORE

III.1 Définition

Le phosphore, est un élément présent dans toutes les cellules vivantes. Il a un rôle essentiel dans les structures complexes qui transmettent et traduisent le patrimoine génétique comme l'ADN et l'ARN mais aussi dans le transport énergétique au sein de la cellule. Pour les plantes, il est impliqué dans la photosynthèse et c'est l'un des composants essentiel de la paroi des cellules végétales [18].

III.2 Source de phosphore

L'origine du phosphore dans les eaux usées provient :

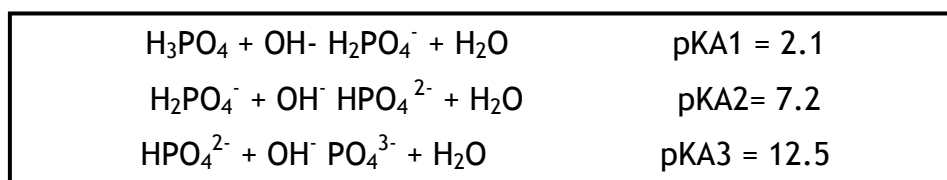
- Du métabolisme humain : un homme excrète entre 1 et 2 g de P par jour. Il s'agit de l'apport principal en phosphore dans les cours d'eau.
- Des produits lessiviels et de nettoyage : 1 à 2 g de P par jour et par habitation (en diminution).
- Des rejets industriels : les effluents d'industries agro-alimentaires, d'abattoirs, de laverie industrielle, d'industries de traitement de surface et d'industries chimiques spécialisées. Ils véhiculent une quantité de composés phosphorés à peu près équivalente à celle des eaux usées domestiques, pour des régions relativement urbanisées [19].

III.3 Le phosphore dans le milieu aquatique

La principale source naturelle du phosphate est la pierre. Il est généralement libéré par l'érosion. Durant son parcours vers la mer, la molécule du phosphate pourra être absorbée par des plantes ou des animaux puis retourne au sol ou à l'eau par le biais de la décomposition végétale, animale ou par voie urinaire. Le cycle du phosphate est par la suite perturbé avec l'arrivée de l'agriculture et de l'urbanisation [20].

Dans les eaux, le phosphore se trouve principalement sous forme d'orthophosphate ($H_xPO_4^{x-3}$), de polyphosphates (polymères d'acide phosphorique) et de forme organique du phosphore. La forme orthophosphate est la prépondérante, en raison de l'hydrolyse des deux autres espèces.

L'ion phosphate peut se trouver sous trois états de protonisation:



K_{Ai} désigne les constantes d'acidité des espèces $H_3^{i-}PO_4$.

Le phosphore est un élément indispensable à la vie. En soi, il n'est pas toxique mais il provoque l'eutrophisation lorsqu'il est en excès dans l'eau. Le phosphate est la forme sous laquelle le phosphore peut être assimilé par les êtres vivants, en particulier les algues.

La prolifération de ces algues peut avoir de nombreux effets néfastes, telles par exemple, l'augmentation de la turbidité de l'eau, la diminution de l'aspect esthétique et la réduction des activités de loisirs. Certaines algues (algues bleues) peuvent produire des substances qui empoisonnent le zooplancton, les poissons, les oiseaux aquatiques, le bétail et les humains.

Présentes à forte densité, les algues font augmenter les coûts de traitement de l'eau potable et donnent à l'eau une mauvaise odeur et un mauvais goût.

D'un autre point de vue, les algues sont depuis toujours utilisées comme aliments, engrais ou médicaments. Aujourd'hui, elles font l'objet de demandes importantes et variées dans différents domaines : Industries alimentaires ou textiles, cosmétologie, thalassothérapie, diététique ou agriculture (compost à base d'algues). Les algues sont aussi utilisées comme bioindicateurs du niveau de radioactivité en milieu marin car elles concentrent certains éléments radioactifs.

Le phosphate remplit différentes fonctions dans la formation des détergents, en particulier anticalcaire et anti redéposition. Il est présent dans les eaux sous différentes formes : forme dissoute ou particulaire, organique ou minéral.

Le contrôle du phosphore est d'une grande importance pour la protection des héritages culturels. Il a été montré que le phosphate est en partie responsable de la biodétérioration des sites archéologiques causé par la prolifération des cyanobactéries. En effet, une grande variété de microorganismes envahissant la pierre peut être observée au-dessous et au-dessus de la roche, à l'extérieur comme à l'intérieur des monuments. Ces microorganismes développent des systèmes complexes contenant plusieurs espèces appelées biofilms.

En particulier, dans l'Hyogée Romain archéologique à Rome, l'abondance des nutriments dans des substrats lithiques, les apports de quelques composés par le milieu environnant, le taux d'humidité assez élevé ainsi que l'éclairage artificiels constituent des conditions très favorables à la formation de ces microorganismes.

Les cyanobactéries étant des microorganismes photosynthétiques capables de s'adapter et s'acclimater à des émissions de photons de très faibles et variables énergies sont les plus capables d'attaquer la surface de la pierre. Exposés à la

lumière, ces biofilms causent des dommages chimiques, physiques et esthétiques. En même temps, la disponibilité de la matière organique, produite à partir de la photosynthèse de cyanobactéries et de la fixation de l'azote N_2 , favorise la croissance des microorganismes hétérotrophiques (bactéries et champignons au niveau du biofilms), qui sont capables de consommer la matière organique tout en libérant des composés organiques acides. Ces derniers solubilisent les minéraux constituant les roches. Ainsi, les sels nutritifs comme le phosphore peuvent se libérer du substrat, se transformer ou se trouver stocker dans les cellules de cyanobactéries. Généralement, 0.6% du poids sec de ces cellules est constitué de phosphore qui est principalement sous forme d'orthophosphates [21].

III.4. les formes de phosphore

Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué:

- De phosphore inorganique (essentiellement des polyphosphates) et des orthophosphates dont une part provient de l'hydrolyse des premiers ;
- De phosphore organique : phospho-lipides, esters, polynucléotides, ATP, ADP, les phosphates de sodium et de potassium sont solubles dans l'eau, les phosphates monocalciques et les phosphates de magnésium le sont également, mais dans une moindre mesure. Les autres phosphates sont insolubles.

Le phosphore total est la somme du phosphore inorganique et organique.

III.5. L'élimination biologique du phosphore

La déphosphatation biologique est basée sur la capacité de certains microorganismes à accumuler le phosphore au-delà de leur besoin métabolique.

Ce métabolisme est connu sous le nom d'EBPR « Enhanced Biological Phosphate Removal ».

Les microorganismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire, ATP et ARN - Acide Ribonucléique).

La partie de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader. Afin d'augmenter les performances d'élimination du phosphore, les installations à boues activées réalisent un transfert sous forme particulaire [22] :

- Soit par précipitation (voie physico-chimique) : l'intégration des agglomérats bactériens sous forme liée ou complexée aux ions contenus dans les eaux usées (calcium, magnésium, ...) ou à des ions métalliques (fer ou aluminium) ajoutés ;
- Soit par suraccumulation au sein de la biomasse épuratrice (voie biologique) : l'incorporation dans des longues chaînes de polyphosphates au sein de bactéries déphosphatantes est réalisée grâce à l'alternance des phases aérobie et anaérobie ;
- Soit par combinaison des deux processus (filiale combinée) [23].

Dans les deux cas, le phosphore est ensuite éliminé des installations de traitement via le soutirage des boues.

Le processus d'élimination du phosphore par voie biologique est complexe et reste à ce jour encore non complètement élucidé.

Il nécessite principalement la présence de la matière organique carbonée rapidement biodégradable sous la forme d'acides gras volatils.

Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes synthétisent des substances de réserve, les poly- β -alcanoates (PHA), à partir des substrats facilement biodégradables des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire des polyphosphates. Il en résulte un relargage de phosphore dans le milieu externe [24].

Dans le bassin d'aération, les PHA et la MO contenus dans les eaux usées sont oxydés par les micro-organismes.

La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent et augmentent leurs stocks de polyphosphates [25].

L'élimination biologique du phosphore, illustré dans la figure 6, est liée à une réabsorption de phosphore plus importante que le relargage. Plusieurs ouvrages détaillent toutes les étapes inhérentes à la dégradation du phosphore en anaérobie et en aérobie et présentent les particularités de chacun de ces traitements [26].

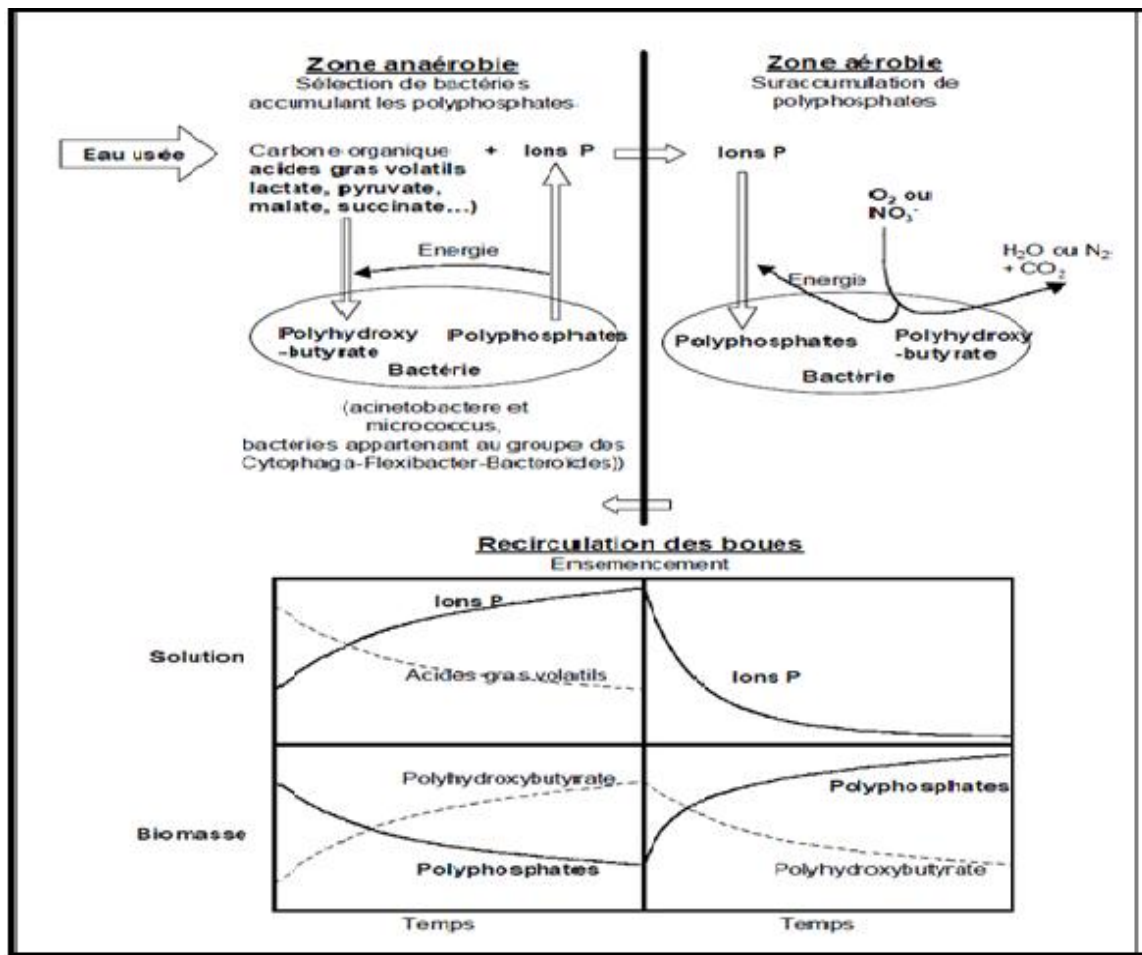


Figure 6 : Le principe de la déphosphatation biologique.

III.5.1. Mécanismes du processus de suraccumulation

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore, la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies [27].

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

Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes, synthétisent un produit de réserve, les poly- β -alcanoates (PHA), à partir du substrat facilement

biodégradable des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de polyphosphates. Il en résulte un relargage (libération) de phosphate dans le milieu externe [28]

Dans le bassin d'aération, les poly- β -alcanoates (PHA) et la matière organique contenue dans les eaux usées sont oxydés par les bactéries. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent leurs stocks de polyphosphates et croissent. L'élimination biologique du phosphore est liée à une réabsorption de phosphore plus importante que le relargage [29].

Pendant la phase aérobie, les poly- β -alcanoates (PHA) sont utilisés par le métabolisme et oxydés, permettant le restockage de polyphosphates, d'une quantité de phosphate supérieure à celle qui a été excrétée en anaérobie [30].

III.5.2. Les phases distinguées au cours du relargage (la phase anaérobie)

Au cours de la phase anaérobie, le relargage du phosphore n'est pas linéaire en fonction du temps. Trois phases peuvent être distinguées :

Tout d'abord, un relargage rapide du phosphore est observé. La vitesse de ce processus est indépendante de la concentration en carbone facilement assimilable essentiellement les acides gras volatils. Ensuite, un ralentissement du relargage s'opère en raison de l'utilisation de substrats carbonés nécessitant une hydrolyse préalable. Enfin, un relargage lent, dû à la maintenance de la cellule. Il s'agit du relargage secondaire ou endogène. Cette troisième forme de relargage n'est pas efficace en ce sens qu'elle n'entraîne pas dans le bassin d'aération une réabsorption intensifiée du phosphore [31].

III.5.3. Facteurs dont dépend le processus de suraccumulation

III.5.3.1. Les bactéries déphosphatantes

Les bactéries déphosphatantes sont des bactéries aérobies strictes, obtenant l'énergie seulement à partir de l'oxygène, ou bien des bactéries aérobies facultatives, tirant l'énergie en priorité de l'oxygène, puis des nitrates en absence d'oxygène. Dans les deux cas, les bactéries stockent les phosphates sous forme de

polyphosphates, et le carbone sous forme de PHA et de glycogène. Les bactéries déphosphatantes ont été classées parmi le genre *Acinetobacter*, au cours des années [32].

III.5.3.2. Les poly- β -alcanoates (PHA)

Les poly- β -alcanoates (PHA), synthétisés à partir d'acides gras volatils, sont des composés carbonés qui jouent principalement un rôle de réserve énergétique. Il s'agit de polymères comprenant des monomères à 4, 5, 6 et 7 atomes de carbone [33]. Ils comprennent les :

- PHB : poly - β -hydroxybutyrate de formule chimique : $(\text{CH}(\text{CH}_3)\text{-CH}_2\text{-COO})_n$
- PHV : poly- β -hydroxyvalérate de formule chimique : $(\text{CH}(\text{CH}_2\text{CH}_3)\text{-CH}_2\text{-COO})_n$

III.5.3.3 La DCO facilement biodégradable

La source de carbone utilisable par les bactéries déphosphatantes est la DCO facilement biodégradable. Elle est composée essentiellement d'acides gras volatils (molécule comprenant six atomes de carbone maximum) comme l'acide acétique, l'acide propionique, l'acide butyrique.

Les acides volatils présents dans les eaux usées sont généralement issus du processus de fermentation de molécules de plus grande taille [34].

III.5.3.4. Le glycogène

Le glycogène, dont le rôle a été mis à jour très récemment dans les mécanismes de déphosphatation biologique, intervient à trois niveaux :

- Source de carbone (de même que les AGV) pour la synthèse de PHA ;
- Source d'énergie dans le processus, en complément de l'énergie libérée par l'hydrolyse des polyphosphates ;
- Source de pouvoir réducteur c'est-à-dire qu'il intervient dans la formation de la molécule spécialisée NADH (nicotinamide adénine dinucléotide) dont la présence est indispensable à la synthèse de PHA [35].

III.5.3.5 Les ions calcium, magnésium et potassium

Des cations, Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ , sont relargués en phase d'anaérobiose simultanément au relargage du phosphore. Leur présence autorise une précipitation du phosphore : on parle ainsi de précipitation naturelle ou biologiquement induite. En phase d'aération, ces ions sont réabsorbés dans les cellules bactériennes en même temps que les phosphates après dissolution des précipités [36].

III.5.4. Facteurs influençant la déphosphation

III.5.4.1 Le pH

Le pH est un facteur important régissant la déphosphatation biologique et intervient précisément au cours de la phase d'anaérobiose. Un pH bas entraîne une diminution du rapport phosphore relargué sur acide gras absorbé [37].

En effet, l'augmentation du gradient de pH, de part et d'autre de la membrane cellulaire des bactéries, nécessite une énergie supplémentaire pour le transport de l'acide gras. Une partie de l'énergie induite par l'hydrolyse des polyphosphates est donc dédiée à cette tâche alors que, dans des conditions de pH optimal, elle sert au stockage de PHA. Un pH de $6,8 \pm 0,7$ constitue une gamme acceptable.

III.5.4.2 La température

Une augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore [38] car :

- Augmentation des vitesses de relargage /réabsorption de phosphore, de consommation de substrat et de croissance bactérienne. Les mécanismes d'absorption et de relargage de phosphore pouvant être ralentis à faible température (8-10 °C).
- De manière indirecte l'augmentation de la température favorise l'augmentation substantielle de la quantité de l'acide gras.

III.5.4.3 L'âge des boues

Pour un âge de boues supérieur à 35 jours, la déphosphatation biologique n'est plus efficace. La capacité d'accumulation de phosphore de la biomasse est alors saturée et le relargage dû à l'activité endogène augmente.

Lorsque les boues sont plus jeunes, la vitesse de réaction est plus rapide. Un âge de boues d'environ 20 jours est compatible avec un bon rendement de déphosphatation biologique [39].

III.5.4.4. Les métaux

Les bactéries déphosphatantes sont sensibles à tout métal lourd toxique (mercure...).

Pour les processus biologiques spécifiques de la déphosphatation, il est à noter qu'une concentration supérieure à 1 mg/l de cuivre induit une inhibition certaine de l'absorption du phosphore en aération. D'autres limites connues de toxicité envers la biomasse déphosphatante sont 10 mg/l pour le cadmium et 5 mg/l pour le nickel et le zinc [40].

L'ajout des principaux réactifs de précipitation tels que le chlorure ferrique ne semble pas inhiber l'élimination biologique du phosphore.

III.5.4.5. La Présence d'oxygène et de nitrate

Dans la zone anaérobie, l'oxygène qui peut être apporté par les eaux usées ou par les retours de boue, réduit, voire inhibe le phénomène de relargage. Il en est de même pour les nitrates, car le sous-groupe des bactéries déphosphatantes aérobies facultatives oxyde les acides gras à l'aide des nitrates, au lieu de les transformer en PHA [41].

III.6. Traitement physico chimique du phosphore

III.6.1. Principe

Le traitement du phosphore par voie physicochimique consiste à « piéger » le phosphore dissous sous forme particulaire. Ce changement de phase a lieu au

contact de cations (ions calcium, magnésium ou ferriques) apportés soit par les eaux usées (précipitation naturelle), soit par ajout de réactifs à base de fer, d'aluminium ou de chaux (précipitation forcée) [42].

Les principaux mécanismes intervenant sont:

- précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités.
- floculation et co-précipitation de matière colloïdale finement dispersée.

Ces trois mécanismes ont normalement lieu simultanément, et leur action combinée est responsable des hautes performances de déphosphatation généralement atteintes dans les stations de traitement physicochimique [43].

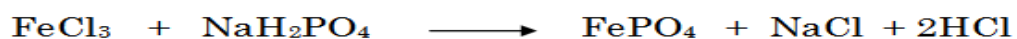
La séparation du phosphore particulaire de l'eau a ensuite lieu lors de la décantation (solution la plus courante), soit avec des équipements spécifiques comme la flottation ou la filtration.

III.6.2 Réactifs utilisés

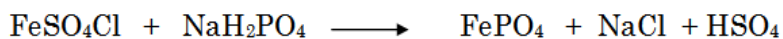
Les réactifs utilisés pour améliorer la précipitation physico-chimique du phosphore sont constitués de fer, d'aluminium ou de calcium.

III.6.2.1 Réactifs à base de fer

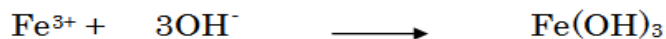
Parmi les sels métalliques à base de fer, on distingue ceux associés au fer ferrique (Fe^{3+}), et ceux associés au fer ferreux (Fe^{2+}). Le Fer ferrique (Fe^{3+}) Le chlorure ferrique (FeCl_3) et le chlorosulfate ferrique (FeClSO_4 ou Claritan) se présentent sous forme liquide.



Le fer qui y est contenu représente 14 % en poids pour le chlorure ferrique, et 12,5 % pour le chlorosulfate ferrique [44]. Les réactions chimiques dominantes entre les ions ferriques et les phosphates sont:



La solubilité du précipité obtenu FePO_4 est fonction du pH. Le pH optimal se situe dans la gamme 5-6. Les ions ferriques ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde de fer.



Ainsi, si en théorie, une mole de Fe est nécessaire pour précipiter une mole de P, en pratique, le rapport molaire à appliquer Fe/P est supérieur pour tenir compte de ces réactions « parasites ».

Le rapport molaire dépend de la concentration en phosphore initial et du rendement d'élimination du phosphore souhaité [45].

➤ **Le sulfate ferreux :** Le sulfate ferreux (FeSO_4) est un réactif très peu utilisé. Il est proposé, selon les distributeurs, soit sous forme liquide (le Fer représente en poids 12,5 %), soit sous forme de poudre. Lorsque l'ajout du sulfate ferreux a lieu dans le bassin d'aération, les ions ferreux sont oxydés en ions ferriques très rapidement. Le phosphore précipite donc avec les ions ferriques suivant la réaction présentée précédemment. Les ions ferreux restants donnent lieu à la formation du précipité $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (vivianite) selon la réaction suivante:



Tableau 1: Caractéristique des réactifs de Fer [09].

| Produit | chlorure ferrique (FeCl ₃) | chlorosulfate ferrique (FeClSO ₄) | Sulfate ferreux (FeSO ₄) | |
|----------------------------------|--|---|--|--|
| Forme | Liquide | Liquide | Liquide/poudre | |
| % en poids de Fe dans le produit | 14 | 12,5 | 12,5 (Liquide) | |
| Masse volumique Kg/L | 1,4 - 1,5 | 1,2 - 2 | | |
| Précipités formés | FePO ₄ Fe(OH) ₃ | | FePO ₄ Fe(OH) ₃ | Fe(PO ₄) ₂ Fe(OH) ₃ |
| 1 g de Fer utilisé produit : | 2,7 g de FePO ₄ ou 1,9 g de Fe(OH) ₃ | | 2,7 g de FePO ₄ ou 1,9 g de Fe(OH) ₃ ou 4,26 Fe(PO ₄) ₂ | |
| 1 g de P éliminé produit : | 4,87 g de FePO ₄ | | | |

III.6.2.2 Réactifs à base d'aluminium

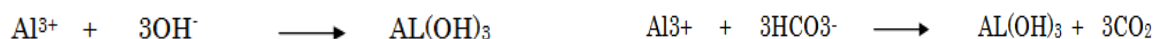
L'ion aluminium utilisé pour la précipitation du phosphore est combiné avec les ions sulfates, sodium, chlorure ou hydroxyde au sein des réactifs comme le sulfate d'aluminium (Al₂ (SO₄)₃), l'aluminate de sodium (Na₂OAl₂O₃), les polychlorures d'aluminium (Al (OH)_xCl_y), les polymères d'aluminium et les polyhydrochlorures mixtes d'aluminium et de fer [46].

- Le sulfate d'aluminium : Le sulfate d'aluminium se présente sous forme liquide. L'aluminium contenu dans la solution représente, en poids, de l'ordre de 4-5 %. La réaction chimique dominante entre les ions aluminium et les phosphates est :



L'efficacité optimale du traitement chimique se situe pour des pH compris entre 5.5 et 6.5.

Les ions aluminium ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde d'aluminium.



La réaction de précipitation des phosphates de l'aluminate de sodium : s'écrit comme suit :



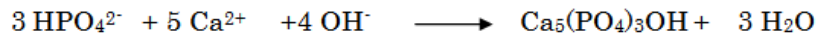
Elle montre que l'utilisation de l'aluminate de sodium augmente le pH par la présence de NaOH. On observe également des précipitations parallèles qui induisent la formation d'hydroxydes d'aluminium (voir tableau 2).

Tableau 2 : Caractéristique des réactifs à base d'aluminium [09].

| | | |
|--|---|--|
| Produit | Sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ | Aluminate de sodium $\text{Na}_2\text{OAl}_2\text{O}_3$ |
| Forme | Liquide | Liquide |
| % en poids de Al dans le produit | 4-5 | 7-9 |
| Masse volumique Kg/L | 1,2-1,3 | 1,4 |
| Précipités formés non comptés pas les $\text{Al}(\text{OH})_3$ | AlPO_4 | AlPO_4 |
| 1 g de Fer utilisé produit : | 4,52 g de AlPO_4 ou 2,89 g de $\text{Al}(\text{OH})_3$ | |
| 1 g de P éliminé produit : | 3,94 g d' AlPO_4 | |

III.6.2.3 Réactif à base de calcium

On citera l'utilisation dans de très rares cas de la chaux seule (CaO) comme réactif de précipitation du phosphore. L'addition de chaux dans une eau résiduaire précipite les orthophosphates principalement sous forme d'hydroxyapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ de rapport molaire théorique Ca/P est 1,67 [47].



La solubilité de l'hydroxyapatite diminue avec l'augmentation du pH et par conséquent l'élimination du phosphore croît avec le pH. À pH supérieur à 9,5, l'essentiel de l'hydroxyapatite est insoluble.

III.7 Avantages et inconvénients des procédés d'élimination des phosphores

De manière plus explicite, et plus claire, le tableau suivant illustre les avantages et les inconvénients des traitements étudiés [48].

Tableau 3 : Avantages et inconvénients des procédés d'élimination du phosphore [10].

| | Voie biologique | Voie physico-chimique |
|------------------------------------|---------------------------------|---|
| Élimination de phosphore | Rendement instable 50% - 70% | Potentiellement très poussé |
| Équipement nécessaire | Bassins | Système d'injection et de stockage des réactifs |
| Coût de fonctionnement | Faible | Plus élevé |
| Production supplémentaire de boues | Négligeable | 20% environ |
| Qualité de la boue | Inchangée | Meilleure décantabilité |

IV EUTROPHISATION

IV.1. Définition

Dans les écosystèmes aquatiques, les sédiments jouent un rôle important dans le bilan, le métabolisme et la dynamique du phosphore. Plusieurs travaux ont été consacrés aux mécanismes de stockage du phosphore par les sédiments [49].

Le phosphore apporté aux milieux aquatiques peut, selon sa concentration et les caractéristiques du milieu, s'accumuler en quantité élevée dans les sédiments.

Son incorporation se manifeste de façon dynamique au niveau de la sédimentation et de façon statique au niveau des sédiments.

En effet, indépendamment des agents de sédimentation (particules organiques et minérales, plancton,...), la fixation du phosphore sur les sédiments fait intervenir des interactions physico-chimiques (précipitation, échange d'ions, adsorption,...) et biologiques (assimilation,...) [50]. Ces mécanismes peuvent, selon la composition des sédiments et les conditions du milieu, s'adjoindre ou se concurrencer [51].

IV.2. Phénomène de l'eutrophisation.

L'eutrophisation se manifeste par une formation importante d'algues (voir figure 7), ce qui conduit à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matière organique à dégrader.

La décomposition des algues par les bactéries consommatrices d'oxygène engendre une diminution du taux d'oxygène dans l'eau. Parallèlement, la matière organique morte non décomposée s'accumule dans les sédiments. Un déséquilibre se produit alors entre les eaux de surface oxygénées par aération et photosynthèse et les eaux profondes où le développement des organismes est limité.



Figure 7 : phénomène d'eutrophisation d'un lac

En résumé, l'eutrophisation résulte de l'enrichissement d'une eau en sels minéraux entraînant des déséquilibres écologiques tels que la prolifération de la végétation aquatique ou l'appauvrissement du milieu en oxygène [52].

Les différentes étapes du phénomène sont montrées dans la Figure 8.

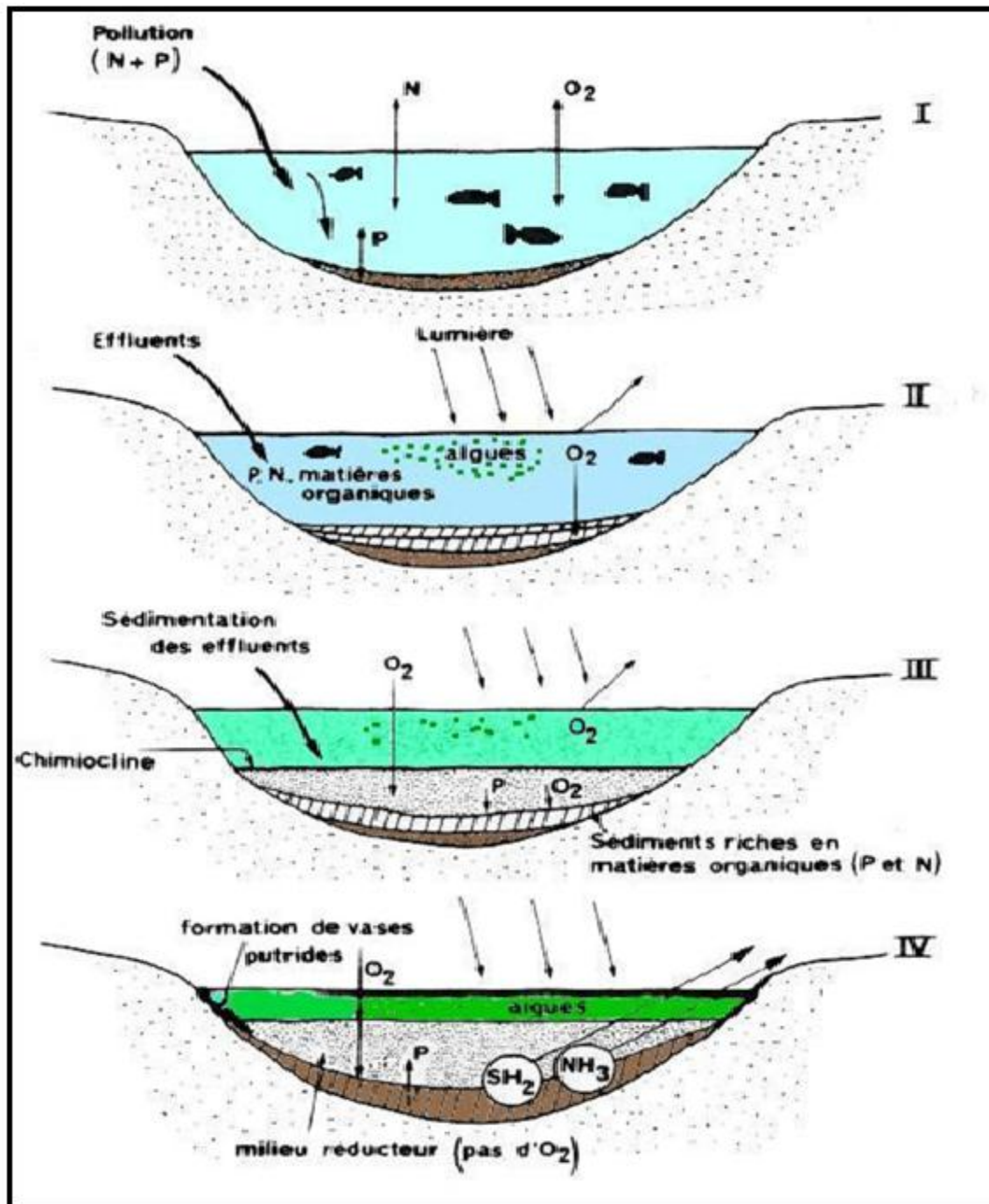


Figure 8 : Schéma Descriptif de relargage et réabsorption du phosphore [5].

L'eutrophisation débute donc par une prolifération anormale d'algues et se termine par l'asphyxie et la destruction de l'ensemble de l'écosystème. Elle se caractérise par [53] :

- Apport massif de substances nutritives (nitrates, phosphates).
- Augmentation de la production primaire: Stimulation de la croissance du phytoplancton. A ce stade on note une augmentation des Diatomées marquée par une croissance de larve sur le fond.
- Enrichissement du cycle biologique: Augmentation du zooplancton, des poissons, forte croissance des plantes enracinées.
- Mort progressive des algues en suspension, augmentation de turbidité, sédimentation importante des matières organiques vers les couches profondes et consommation importante de l'oxygène dissous dans l'eau.
- Putréfaction de la vase (diffusion de produits toxiques, H_2S , NH_3 , CH_4) due au développement des bactéries anaérobies.
- Désoxygénation des couches inférieures et mort des poissons, prolifération du phytoplancton en surface.
- La turbidité empêche la photosynthèse de s'effectuer. Ceci augmente l'appauvrissement de l'eau en oxygène et la reproduction des poissons peu exigeants en oxygène.

L'eutrophisation entraîne les nuisances suivantes [54,55] :

- Détérioration de la qualité de l'eau avec déstabilisation des chaînes trophiques.
- Diminution de la valeur commerciale de l'aquaculture et de la pêche.
- Toxicité et risques chroniques ou intermittents pour la santé.
- Diminution de la valeur esthétique et récréative des eaux affectées.

CHAPITRE 2 :
CARACTERISATION
DES EAUX USEES

I. INTRODUCTION

Malgré les efforts réalisés ces dernières années, l'épuration des eaux usées est une nécessité reconnue de tous, c'est un enjeu majeur pour permettre la préservation ou la reconquête de la qualité des milieux naturels et le respect des échéances communautaires.

La réglementation imposant aux agglomérations de moins de 2 000 équivalents-habitants (EH) d'assurer un traitement approprié de leurs eaux usées dès lors qu'elles disposent d'un réseau d'assainissement, même partiel, ces communes devront donc être rapidement équipées.

Entre les procédés par boues activées destinées aux communes de petites collectivités et les grandes villes qui mettent en urgence d'autres procédés plus compliqués et plus délicats. Notre travail s'est penché sur le traitement des eaux usées de la commune de Zrizer wilaya El Taref par boues activées, et d'un autre procédé de traitement par lagunage naturel de la ville d'Adrar.

En premier lieu il conviendrait de caractériser les eaux usées de chaque ville pour établir par la suite le rendement d'épuration et l'efficacité de chaque procédé.

II. L'EPURATION DES EAUX USEES EN ALGERIE

En Algérie, peu d'importance est accordée à la couverture des services d'assainissement, comparée à la couverture des services d'approvisionnement en eau et encore moins d'importance est accordée à l'épuration. En effet, pour un taux de couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85 %, seules 20 % des eaux usées collectées en Algérie sont traitées. Le volume annuel des eaux usées est estimé à 600 millions de m³, dont quelques 550 millions de m³ correspondent aux agglomérations de taille supérieure à 50 000 habitants [56]. Au cours de ces dernières années, le Ministère des Ressources en Eau a entrepris la mise en œuvre d'un important programme d'investissement concernant la réalisation de 84 stations d'épuration (STEP) et la réhabilitation de 15 autres, dont deux en

exploitation. Ceci a porté le nombre actuel des STEP existantes et en exploitation de 46 à 138 avant la fin 2008. À noter aussi que 56 STEP sont actuellement en cours d'étude ou en étude de réhabilitation, et dont le lancement des travaux a été prévu pour le moyen terme (2007-2010), ce qui a permis d'atteindre un parc de 194 STEP à l'horizon 2010 [57].

Les types de traitements suivis dans notre étude sont: le lagunage naturel et le procédé de traitement par boues activées.

Le lagunage : l'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle : lagunage aéré par l'insufflation d'air. Ce procédé permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales [58].

Les boues activées : traitement en deux phases, contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur puis séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95 %) par rapport aux autres procédés existants. En contrepartie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter [59].

II.1 Station d'épuration des eaux usées par lagunage naturel -Adrar- Algérie

Les étangs de stabilisation d'Adrar sont composés de trois (03) séries de trois (03) bassins aux chacune, comme il est montré dans les figures 9, 10 et 11 .

Tableau 4: Caractéristique des bassins de décantation

| | | | |
|------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|
| Langueur | 140 m | 113 m | 90 m |
| Largeur | 75 m | 75 m | 75 m |
| Profondeur | 1.80 m | 1.50 m | 1.00 m |
| nombre : | 3 | 3 | 3 |
| Volume max | 56 700 m ³ | 38 137.5 m ³ | 20 250 m ³ |



Figure 9: Bassin de décantation

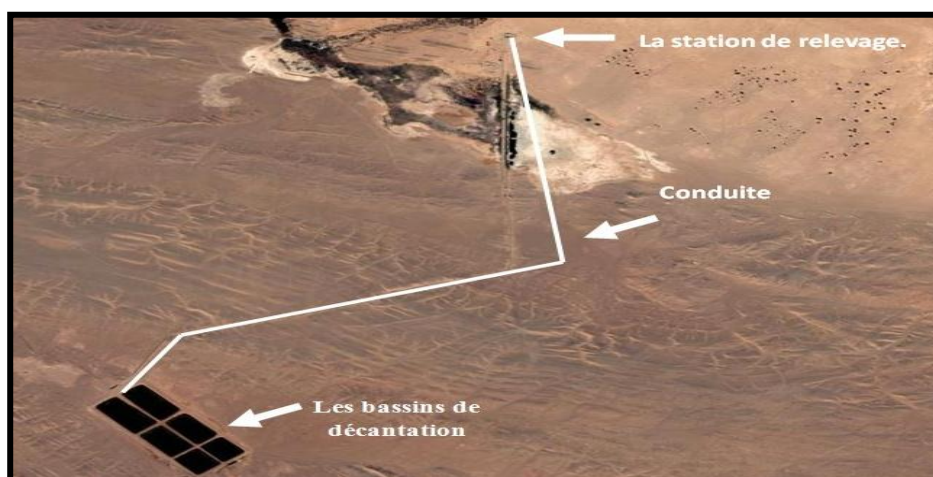


Figure 10: Passage des eaux usées de la station de relevage aux bassins de décantation.

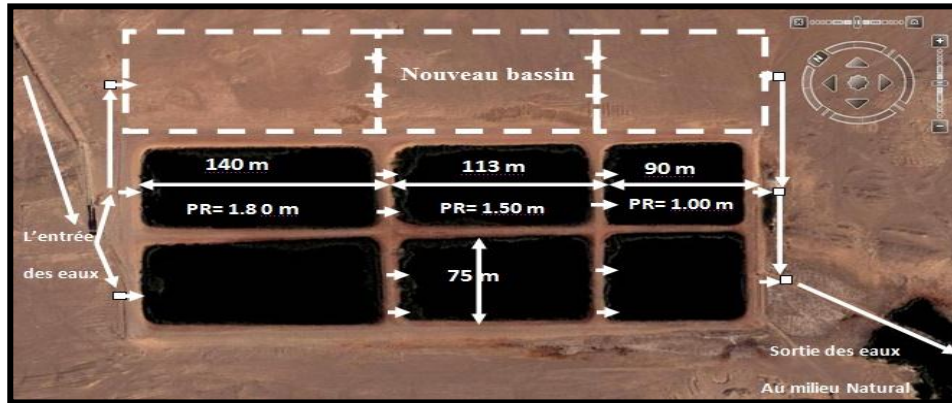


Figure 11 : Dimensions des bassins

II.2. Station d'épuration des eaux usées par boues activées de Zrizer Annaba

La région d'El Tarf montrée en figure 12, se situe à l'extrême Nord Est de l'Algérie, elle s'étend sur une superficie d'environ 2891 Km² d'où une population de 420 246 habitants répartie sur 24 communes et 07 dairas ; cette population est fortement concentrée dans les agglomérations les plus importantes telles que El Tarf, El Kala, Dréan, Besbes....etc. Cette région est à vocation touristique importante avec les zones humides, le parc national, les sources thermales et une très riche faune et flore. L'activité de la pêche sportive et touristique est très prisée dans cette région (littoral marin, espaces lacustres, oueds, barrages....etc.) attire de nombreux pêcheurs des wilayas limitrophes (Annaba, Souk Ahras, Guelma); le patrimoine forestier s'étend sur une superficie totale de 166 311 ha, il est composé principalement de chêne liège, de chêne zen, de pin maritime et d'eucalyptus.



Figure 12 : Géographie de la région d'étude

La station d'épuration de Zrizer (voir figure 13) se compose de la ligne de traitement biologique suivante :

- 1) Arrivée des eaux brutes ;
- 2) Dégrillage des eaux brutes ;
- 3) Dessablage- déshuilage ;
- 4) Aération des eaux et formation des boues activées ;
- 5) Clarification des eaux (décantation secondaire) ;
- 6) Désinfection des eaux traitées ;
- 7) Recirculation des boues ;
- 8) Epaissement des boues en excès ;
- 9) Evacuation des boues fraîches vers les lits de séchage ;
- 10) Déshydratation des boues sur les lits de séchage ;
- 11) Réutilisation des eaux traitées



Figure13 : Station d'épuration de zrizer

III. ANALYSES CHIMIQUES [60]

III.1. Mesure du pH

La détermination du potentiel hydrogène, pH, est effectuée sur des suspensions aqueuses selon la norme afnor NF ISO 10-390. La mesure de pH ($\pm 0,1$ unité pH) se fait directement par lecture sur un pH-mètre à électrode combinée.

III.2. Matière en suspension (MES)

Elle doit être déterminée le plus rapidement possible, pour limiter les pertes par évaporation.

La méthode normée Afnor NF U 44-171, consiste en un prélèvement d'une quantité maximale d'échantillon, de préférence une masse supérieure à $100 \pm 0,1$ g, mise à l'étuve à $105 \pm 2^\circ\text{C}$ jusqu'à poids constant, environ 24 heures. La matière sèche (MS%) est le taux complémentaire du degré d'humidité.

$$\%H = [M_0 - M_1] \times 100 / M_0$$

$$\% M.S = 100 - \% MS$$

Soit : M_0 : masse de l'échantillon brute (g)

- M_1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g)

- %MS : pourcentage de matière sèche contenu dans l'échantillon

- % H : pourcentage d'humidité contenu dans l'échantillon

Certains auteurs préfèrent sécher les déchets ménagers à des températures plus basses, afin de ne pas détériorer les composés organiques comme les sucres. Des températures de séchage de 75°C , 80°C , 85°C sont rencontrées dans la littérature . A poids identique, la durée de l'analyse est d'autant plus longue que la température de séchage est basse : 24 heures à 105°C et 48 heures à 80°C ($\pm 2^\circ\text{C}$).

III.3. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) (NFT90) .

Cette méthode titrimétrique nécessite l'application des étapes suivantes:

Introduire 50 mL de l'échantillon dilué à 1/10000 dans un ballon de 500 mL.

Ajouter 1 g de sulfate de mercure HgSO_4 (pour éliminer l'interférence du chlore).

Plonger le ballon dans de la glace afin de réduire l'effet exothermique des réactions.

Ajouter 5 mL d'acide sulfurique H_2SO_4 pour dissoudre le HgSO_4 sulfate de mercure.

Ajouter avec précaution et en agitant 25 mL de dichromate de potassium $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (0,25 N).

Ajouter avec précautions 70 mL $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-Ag}_2\text{SO}_4$. Porter le ballon à 150°C d'ébullition pendant 2 heures sous réfrigérant à reflux adapté au ballon. Laisser refroidir.

Ajuster le volume à 300 mL avec de l'eau distillée. Introduire 8 à 10 gouttes de ferroïne jusqu'à l'obtention de la couleur bleu-vert. Titrer avec le sulfate ferreux d'ammonium (0,25N) jusqu'à changement de la coloration (virage au rouge violacé), soit S le volume de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ versé. Dans les mêmes conditions,

préparer une solution témoin en utilisant 50 mL d'eau distillée, soit (B) le volume de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ versé, et nécessaire pour titrer $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$.

$$\text{DCO (mg/l)} = [(\text{B} - \text{S}) \times \text{T} \times 8000] / \text{V}$$

Où T : titre de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$

V : volume de l'échantillon utilisé. Notons que le titre de la solution de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ doit être vérifié tous les jours: Diluer 25 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (0,25N) jusqu'à 250 mL.

Ajouter 75 mL de H_2SO_4 de densité 1,83. Introduire 10 gouttes de ferroïne.

Titre avec $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ jusqu'au virage du bleu vert au rouge violacé.

$$\text{T} = \text{mL } \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \times 0,25 \text{ N} / \text{mL } \text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$$

III.4. Mesure des Orthophosphates

Le molybdate d'ammonium réagit en milieu acide en présence de phosphate en donnant un complexe phosphomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique développé une coloration bleu.

- solution d'acide ascorbique.
- solution de molybdate d'ammonium.
- solution mère de phosphate.

Mélanger la solution molybdique et la solution d'acide ascorbique dans les proportions suivantes :

- 3 volumes de la solution molybdique.
- 1 volume de la solution de l'acide ascorbique.

Effectuer les réactions dans des tubes à essai

- 20 ml prise d'essai.
- 5 ml des réactifs mélangés.
- Mettez les tubes à essai dans l'étuve a 80°C .
- Laisser refroidir puis mesurer l'absorption à 825nm.

III.5. Mesure des Nitrites

Par diazotation des Nitrites avec l'acide sulfanilique à pH 2,5 puis par copulation du composé formé avec l' α -Naphthylamine .on obtient un colorant azoïque rouge

qui peut donner lieu à un dosage colorimétrique à une longueur d'onde correspondante à 520nm.

- solution d'acide sulfanilique.
- solution d' α -Naphthylamine.
- solution tampon d'acétate de sodium.
- Solution d'E.D.T.A à 5 g/l
- solution étalon de nitrites a 100mg/l.

On introduit dans un bécher de 100 ml les réactifs suivants :

- 50 ml de PS.
- 1ml de solution d'E.D.T.A.
- 1ml d'acide sulfanilique .
- Agiter et attendre 10mn .
- Ajoute 1ml d' α -naphtylamine .
- 1ml de la solution de tampon acétate.

Agiter et attendre 30mn. On règle le colorimétrique à 520nm.

III.6. Mesure des Nitrates

Le principe de dosage des nitrites repose sur la réduction des nitrates en nitrites, par une solution d'hydrazine en milieu alcalin et en présence de sulfate de cuivre comme catalyseur.

Les nitrites obtenus sont alors dosés par colorimétrie: diazotation avec l'acide sulfanilique et le Naphtylamine. On mesure la densité du colorant ainsi formé à 520nm.

- solution de soude (1N).
- solution de sulfate de cuivre.
- solution d'hydrazine (0,1 N).
- solution d'acide sulfonique.
- solution α -Naphtylamine.
- solution d'E.D.T.A
- solution d'acétate de sodium.
- solution mère de nitrate
- Mélange de réducteur :

- 25ml de solution de sulfate de cuivre.
- 25ml de solution d'hydrazine.
- Eau distillée 1000ml.
- Solution de soude (0,05M). (Dilution)
- Mélange de colorant
- 10 ml d'acétone.
- 20ml d'acide sulfonique.
- 20ml d'E.D.T.A .
- 20ml d'acétate de sodium.
- 20ml de α -Naphtylamine.
- Eau distillée 1000ml.
- 1ml prise d'essai.
- 5ml de solution de soude.
- agiter.
- 5ml de mélange de réducteur.
- agiter.

Après une heure, ajouter 40ml du mélange colorant mettre à l'obscurité le mélange préparé pendant un quart d'heure. Mesuré la densité à 520nm.

III.7. Mesure de l'azote ammoniacal

Il est dosé par la méthode dite « au bleu d'indophénol », en présence d'un catalyseur, le nitrate de sodium. L'ion NH_4^+ réagit avec le chlore et le salicylate, en milieu basique, en donnant une coloration bleue

IV. CARACTERISATION DES EAUX USEES DE LA VILLE ELTAREF

Le traitement secondaire a pour objectif principal l'élimination des composés solubles d'origine organique. Parallèlement, la floculation de la biomasse permet de piéger les matières en suspension restant à l'issue du traitement primaire.

Le principe de ce traitement est de mettre en contact la matière organique contenue dans les eaux usées avec une population bactérienne. Celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement. Ces dispositifs

permettent d'intensifier et de localiser sur des surfaces réduites les phénomènes de transformation et de dégradation des matières organiques tels qu'ils se produisent en milieu naturel [61]. Ils sont la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant intervenir une microflore bactérienne et une microfaune de protozoaires et de métazoaires. Les procédés de traitement secondaires sont fondés sur la digestion microbienne à la fois en présence ou en absence d'oxygène pour réduire la concentration en matières organique. Plusieurs techniques peuvent être distinguées, le choix de l'une ou l'autre est fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent et de la quantité de pollution à traiter [62].

Du fait que les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leur modalité propre de développement, les procédés biologiques de traitements, peuvent être classés en procédés aérobie et anaérobies [63].

IV.1. Echantillonnage

Des échantillons d'eau usée ont été prélevés en mois de juillet (période annuelle) d'une station d'épuration par boues activées de la commune Zrizer (willaya Etaref). Cette station rejette ses eaux usées à l'oued qui sera cheminé à la fin vers la mer.

Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés dans un endroit humide et dans l'obscurité, Ils ont fait l'objet de mesure directe des paramètres physico-chimiques : Température, pH, DCO et P. le suivi est effectué pendant une durée de une année d'étude.

IV.2 Résultats et discussion

La Figure 14 montre que le phosphore à l'entrée de la station varie entre 0,7 et 0,8 mg/L et qui est une dose acceptables dans les rejets après traitement urbains des eaux usées. Par contre la Figure 15 la concentration du phosphore après traitement par boues activées et pendant une durée d'échantillonnage de une année, celle-ci est abaissée à une moyenne entre 0,30 et 0,33 mg/L.

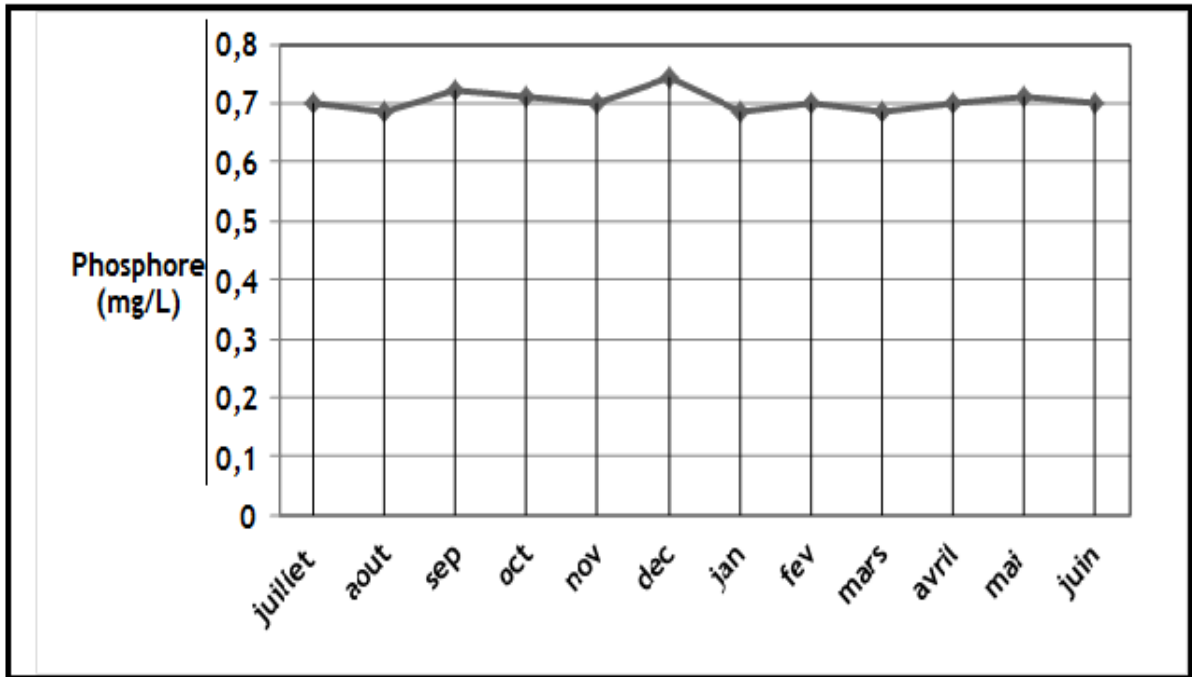


Figure 14 : Concentration annuelle du phosphore à l'entrée de la STEP de Zrizer

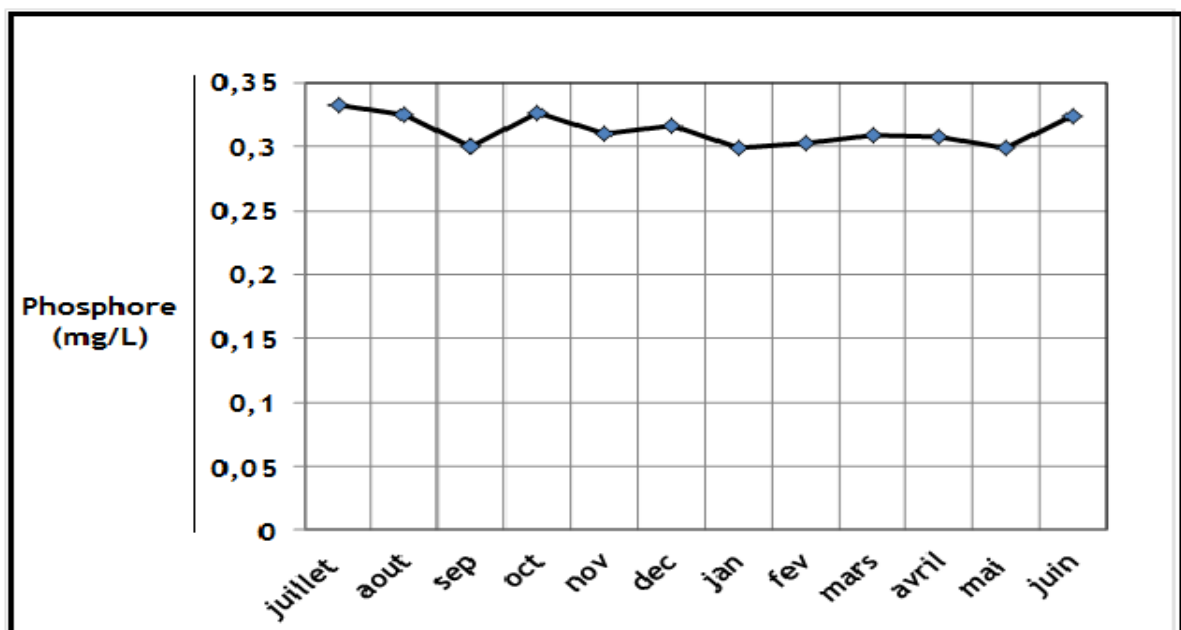


Figure 15 : Concentration annuelle du phosphore à la sortie de la STEP de Zrizer

La fluctuation du phosphore pendant une année n'est pas trop significative et l'allure des figures le montrent très clairement.

Le rendement d'épuration en phosphore traité par boues activées est en moyenne de 55 % montré en Figure 16.

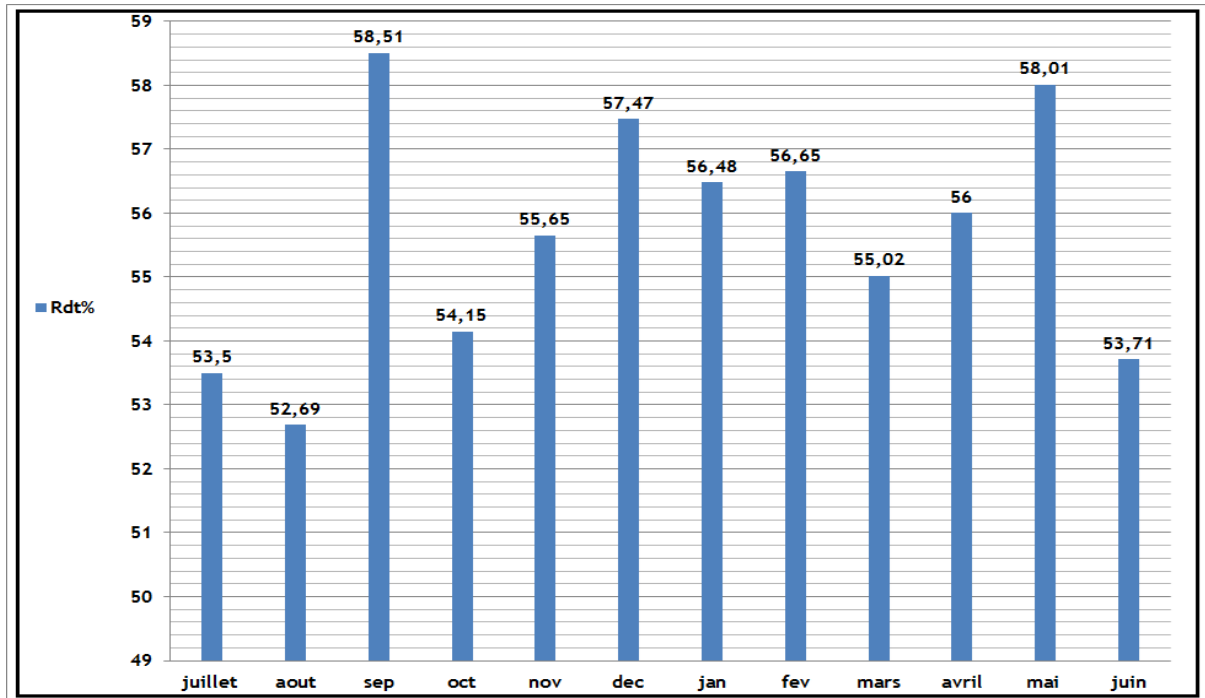


Figure 16 : Rendement d'épuration en phosphore de la STEP Zrizer

Pour la demande chimique en oxygène la composition moyenne annuelle à l'entrée de la station d'épuration zrizer est comprise entre 500 et 600 mg/L. c'est une valeur normalisée caractérisant les eaux usées domestiques.

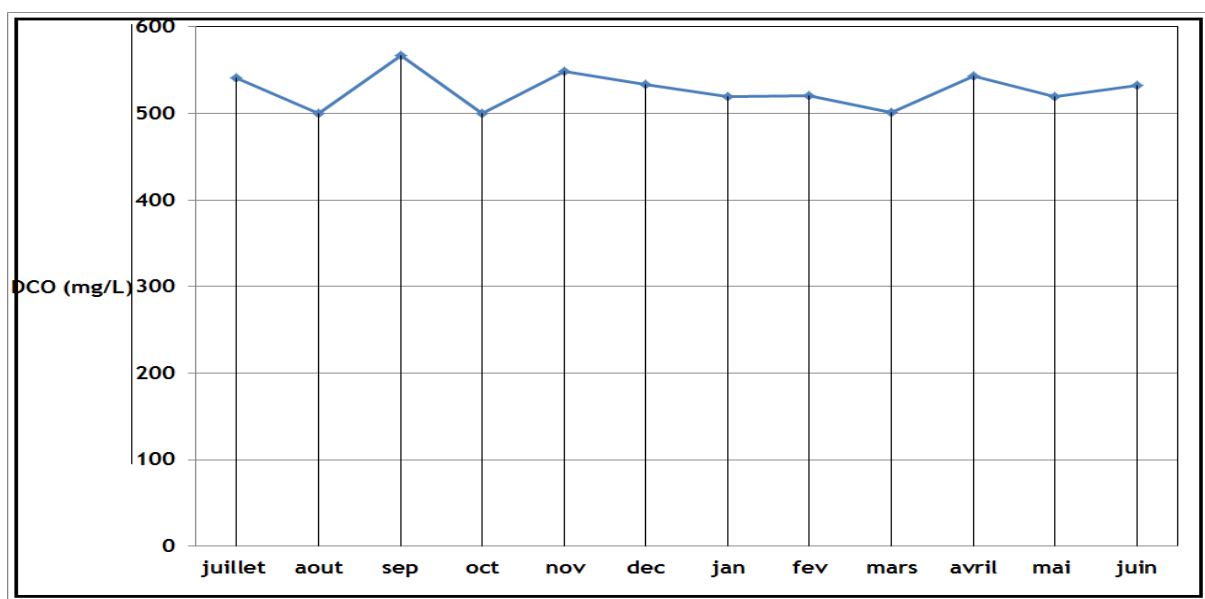


Figure 17 : DCO à l'entrée de la STEP Zrizer

Après traitement par boues activées la demande chimique en oxygène s »est abaissée jusqu'à une valeur moyenne annuelle de 200 mgL/L avec un rendement d'épuration variant entre 60 % à 65 % comme il est décrit dans la Figure 18 .

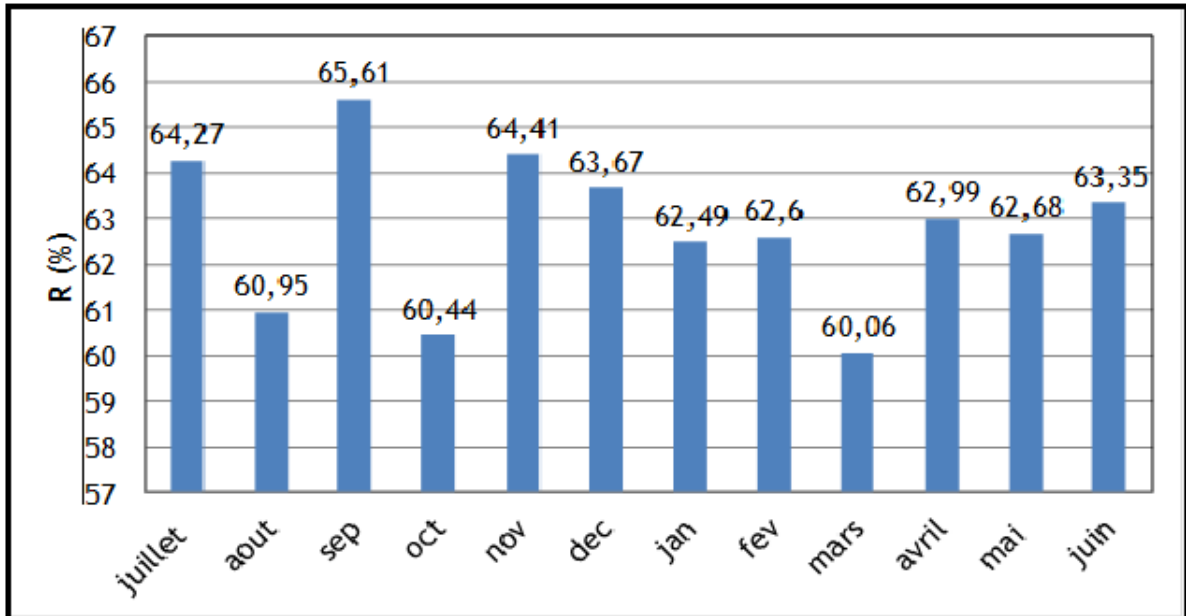


Figure 18 : Rendement en DCO de la STEP de Zrizer

Les eaux usées sont très chargées en matières en suspensions la concentration à l'entrée de la station Zrizer est au environ de 1000 mg/L et avec un pourcentage d'élimination moyen annuelle de 59% la concentration moyenne à la sortie de la station est de 420 mg/L.

La Figure 19 montre aussi que la variation des matières en suspension contenues dans les eaux usées à l'entrée de la station varie peu durant toute une année d'échantillonnage. Le constat est relevé à la sortie du bassin de décantation où la concentration moyenne de l'eau usée épuré par boues activées est aux alentours de 450 mg/L durant l'année de l'étude.

Cette valeur en matières en suspensions laisse encore dire que l'eau usée traitée dans la station de zrizer encore chargée en MES et nécessite un autre traitement d'appoint pour diminuer la charge en eaux usées traitées et rejetées au-dessous de 100 mg/L. la Figure 20 montre la concentration à la sortie de la station d'épuration zrizer.

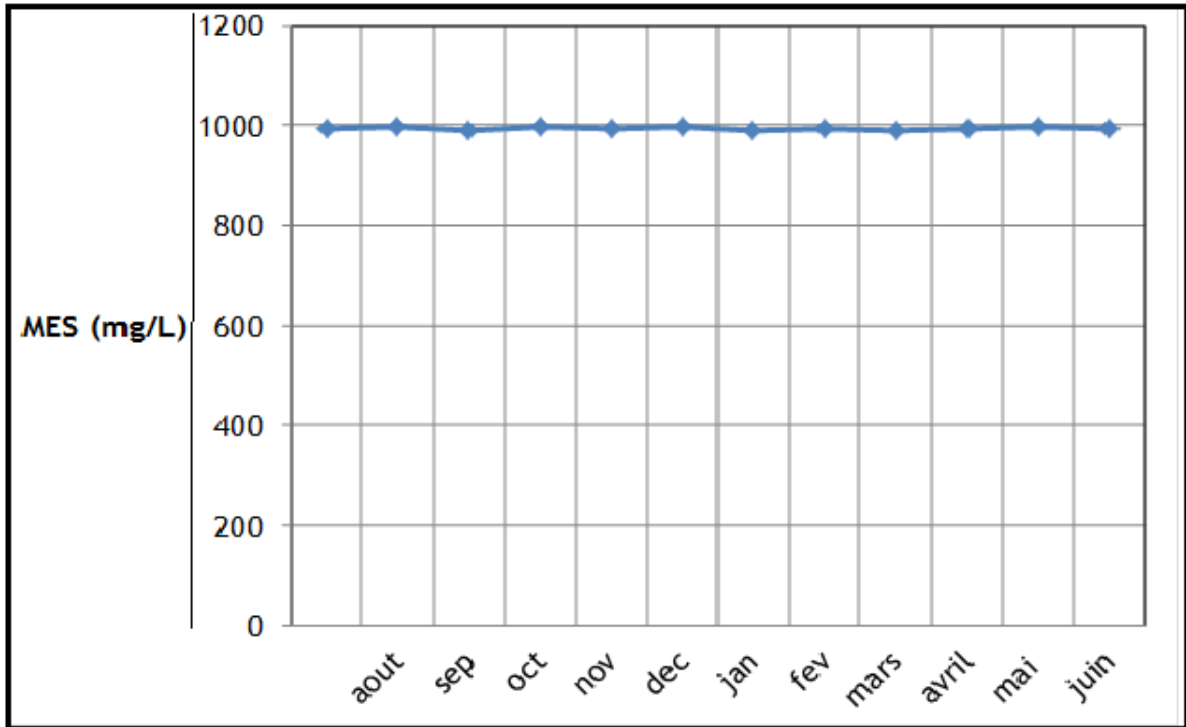


Figure 19 : Concentration des MES à l'entrée de la STEP de Zrizer

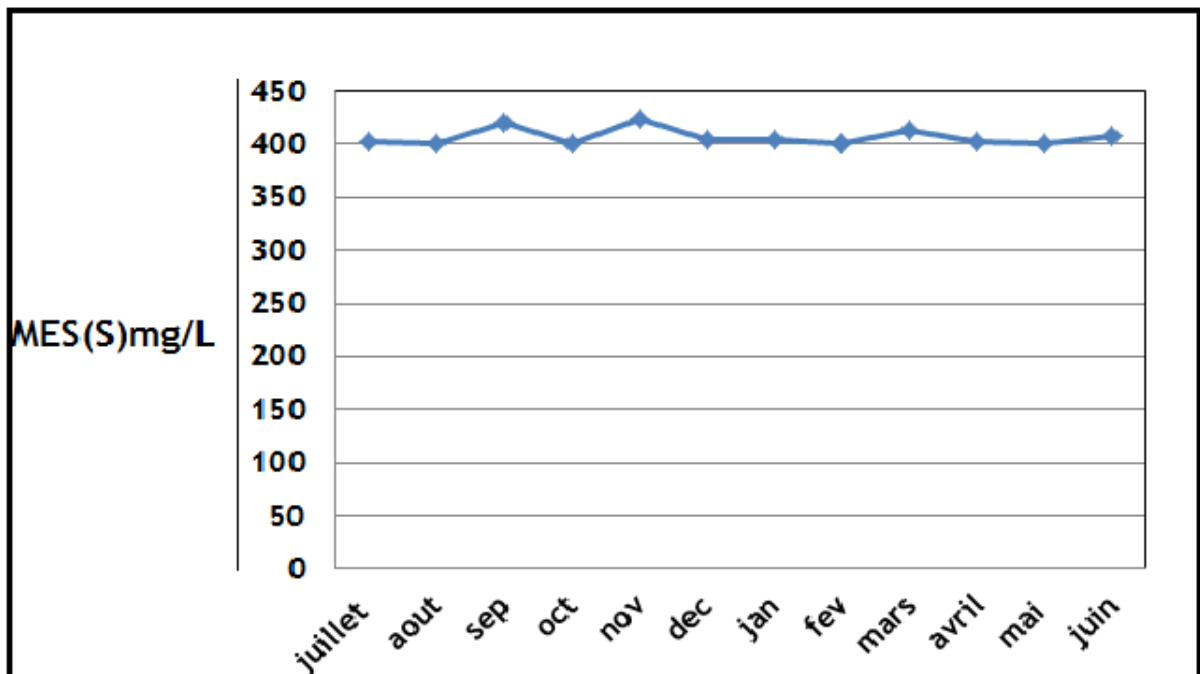


Figure 20 : Concentration des MES à la sortie de la STEP de Zrizer

Le rendement en épuration des eaux usées de Zrizer est en moyenne de 59% illustré dans la figure 21.

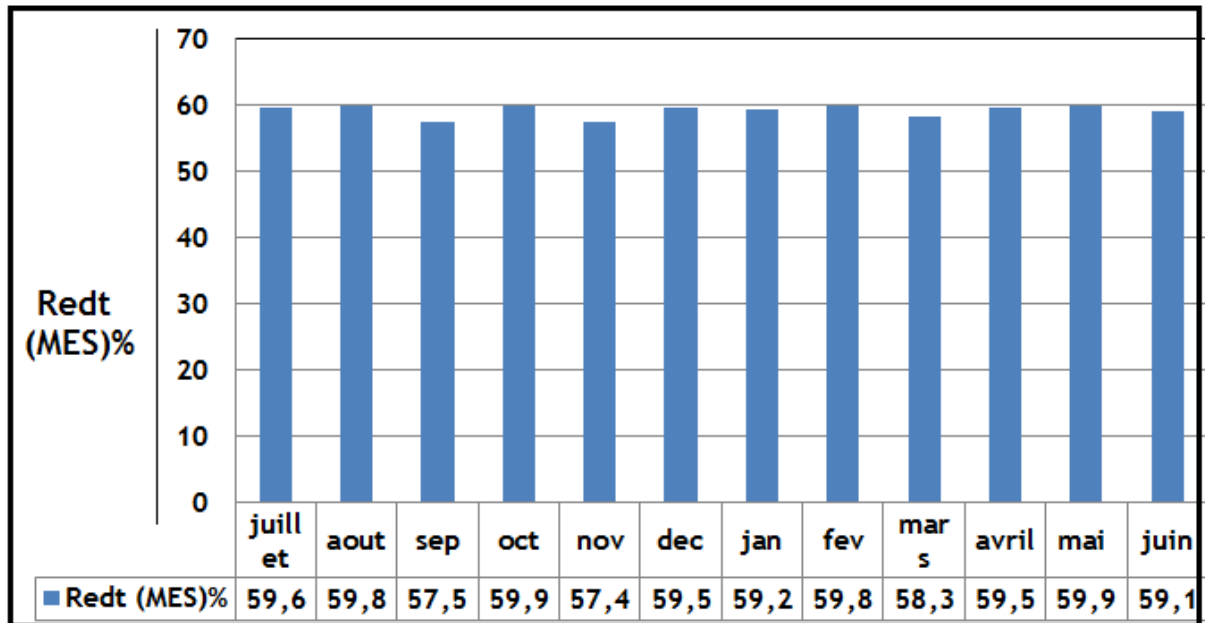


Figure 21 : Rendement d'épuration en MES

Seule 30% à 50% de la charge polluante phosphatée est éliminée par les traitements biologiques classiques. Une élimination plus poussée de la charge en phosphore (abattement de 70 à 90%) répondant aux normes de rejets peut être obtenue par voie biologique, avec certains microorganismes capables d'accumuler du phosphore sous forme de polyphosphates.

V. CARACTERISATION DES EAUX USEES DE LA VILLE D'ADRAR

Adrar, est la première des 48 wilayas algériennes selon le découpage administratif de 1995, est une ville saharienne située dans le sud-ouest Algérien. Elle est située entre 1° et 3° ouest de la ligne de Greenwich et entre cercle 20° à 30° nord de l'équateur ligne, bordée au nord par les wilayas d'El Bayedh et de Ghardaïa, à l'ouest par les wilayas de Béchar et de Tindouf, à l'est par la wilaya de Tamanrasset, et au sud par la Mauritanie et le Mali. La wilaya d'Adrar s'étend sur une superficie totale de 427 698 Km² pour une population globale estimée en 2008 à plus de 389.898habitants. Elle est composée de 11 Daïras, 28 communes et 299 Ksars (villages). Le climat de la commune d'Adrar est de type désertique continental et la pluviométrie est extrêmement faible et même insignifiante dans la ville d'Adrar, la moyenne annuelle de la période 1975-1984 est de 12 mm.

Avant la création du réseau d'assainissement dans la ville ; les habitants utilisaient un système traditionnel d'évacuation similaire à une fosse septique ; qui posé plusieurs problèmes de santé. Le réseau d'assainissement dans la ville d'ADRAR est lié actuellement à environ 98%. C'est un réseau unitaire d'une longueur 178.91 km, avec des diamètres variant entre Ø200 et Ø 600 de type PVC ciment, le volume journalier des eaux usées est fixé à 80% du volume d'eau potable consommés.

Les bassins de décantation d'Adrar se composent de trois (03) séries de trois (03) bassins chacune, dont le principe de l'épuration des eaux usées se fait par lagunage naturel ou écologique est connu depuis l'Antique. En effet, le processus d'autoépuration mis en jeu dans cette technique génère une chaîne de réactions épuratoires, se déroule spontanément dans lesquels les micro-organismes dégradent la matière organique et la transforment en éléments minéraux non nuisibles aux milieux récepteurs. Dans ces conditions-là, il est possible d'obtenir une excellente dépollution organique, et une très bonne décontamination microbienne.

V.1. Echantillonnage

Des échantillons d'eau usée ont été prélevés de station de lagunage naturel de la ville d'Adrar Cette station rejette ses eaux usées au sol, dans les terrains lointain de la ville. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés dans un endroit humide et dans l'obscurité. Ils ont fait l'objet de mesure directe des paramètres physico-chimiques et paramètres de pollution (Température, pH, conductivité, turbidité DCO et $\text{PO}_4^{3-}\text{NO}_3^-$). La mesure du phosphore se fait à l'aide de la méthode au molybdate d'ammonium à 380 nm.

on remarque que, pour un suivi mensuel durant 8 mois d'échantillonnage, pris à l'entrée du premier bassin de décantation.

Nous avons suivi dans cette station la caractérisation des eaux usées en un seul point d'échantillonnage.

V.2. Résultats et Discussion

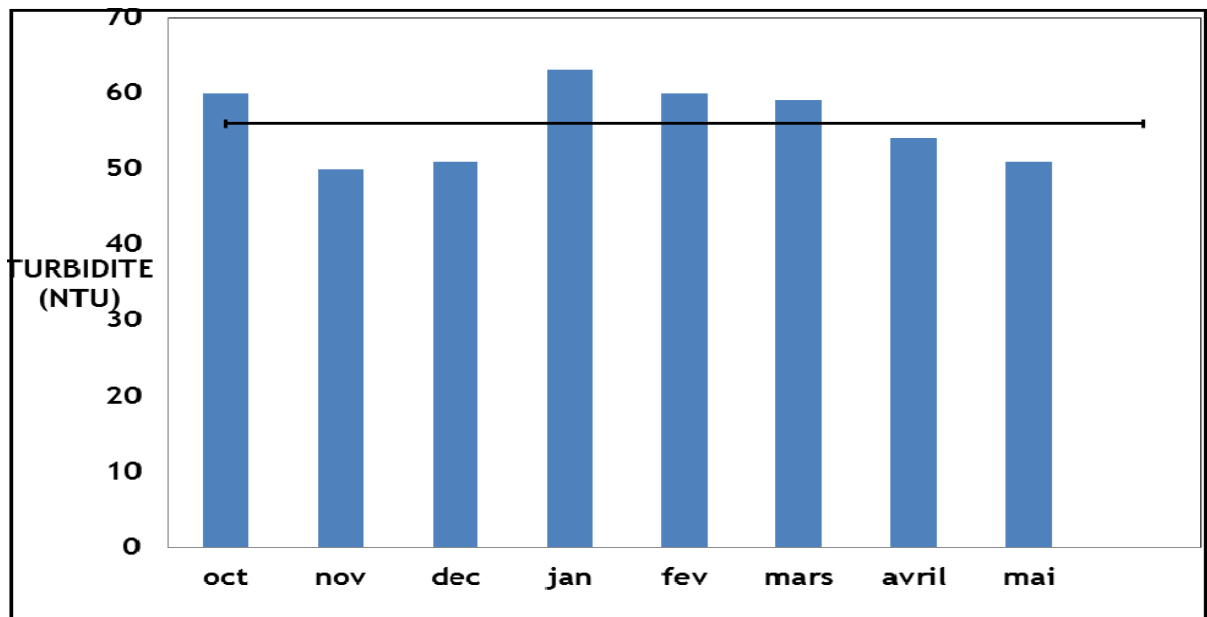


Figure 22 : Variation mensuelle de la turbidité de l'eau usée

Il nous a été difficile de suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'eau usée à la sortie du troisième bassin à cause du climat très aride de la région. Les échantillons d'eau usée prélevés à l'entrée de la station d'épuration par lagunage naturel ont donné après analyses et caractérisation les résultats exprimés dans les figures qui suivent et montrent que, en valeurs moyennes tracées par la barre d'erreur dans chaque graphique, pour la turbidité de 56 NTU montré dans la Figure 22. Pour la conductivité la valeur moyenne trouvée est de 1,89ms/cm illustré dans la figure 23.

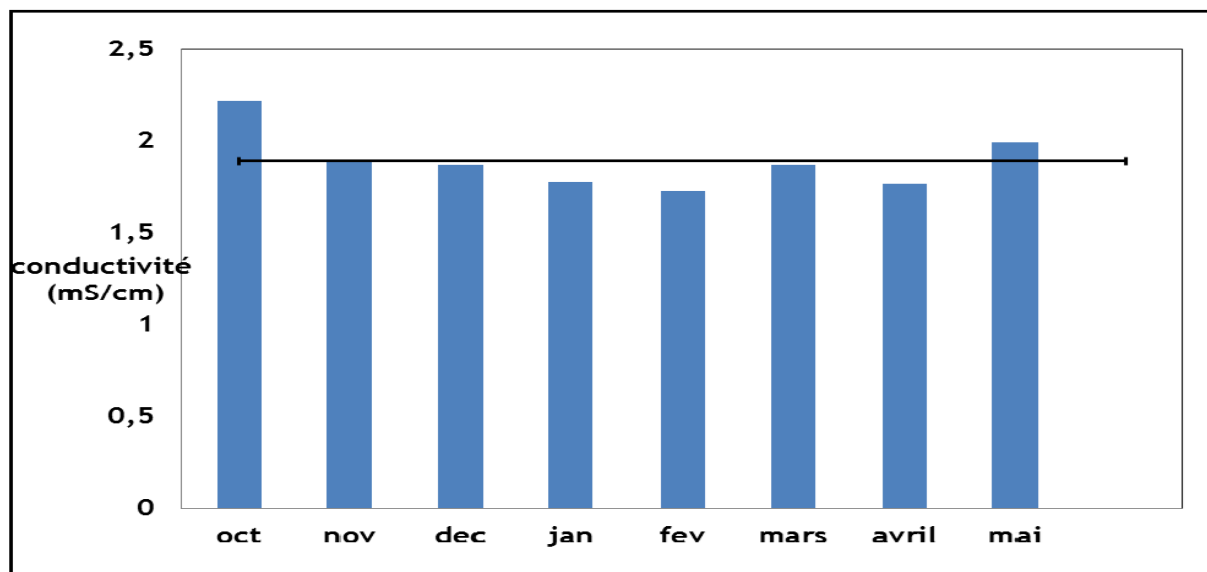


Figure 23 : variation mensuelle de la turbidité des eaux usée

et en fin pour le pH nous avons trouvé valeur moyenne de 7,39 et qui reflète le caractère de neutralité en general de l'eau usée de la ville d'adarr rejetée et ceci est du au caractères à prédominance domestiques de ces rejets. La Figure 24 montre la variation du pH des eaux usées à l'entrée de la station de lagunage

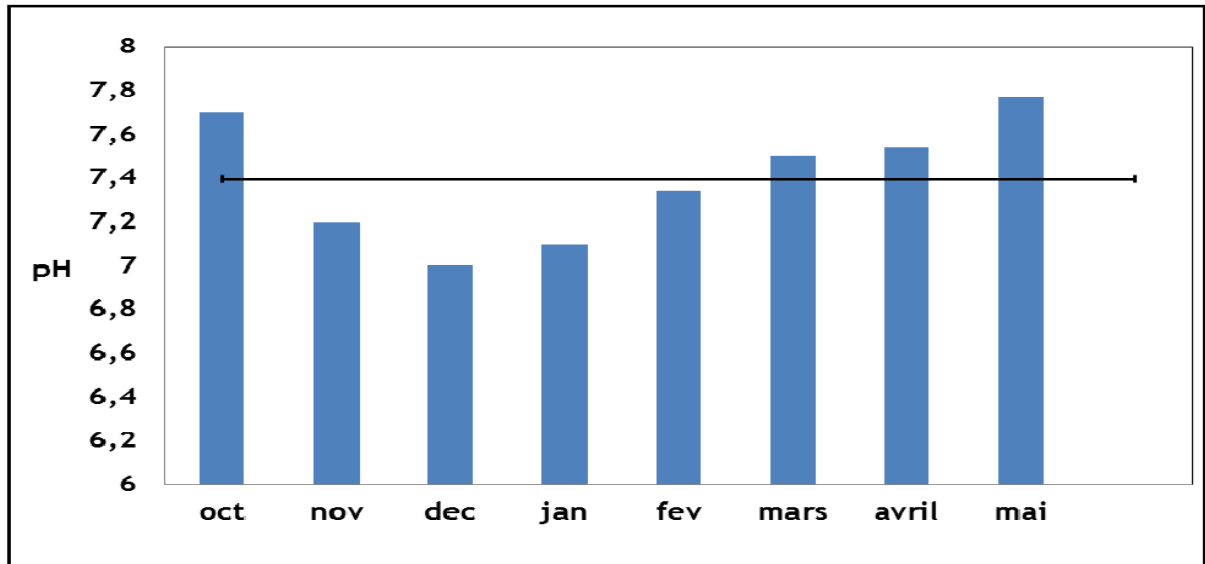


Figure 24 : Variation mensuelle du pH de l'eau usée

Arrivant aux paramètres de pollution nous avons effectué un suivi mensuel des paramètres DCO, PO_4^{3-} , NO_3^- du mois de septembre jusqu'au mois de mai.

Les résultats en PO_4^{3-} montrent que la concentration en orthophosphates à l'entrée de la station de lagunage est de 12 mg/L et qui est une concentration très élevée par rapport aux normes de rejets. Ceci est illustré dans la Figure 25 .

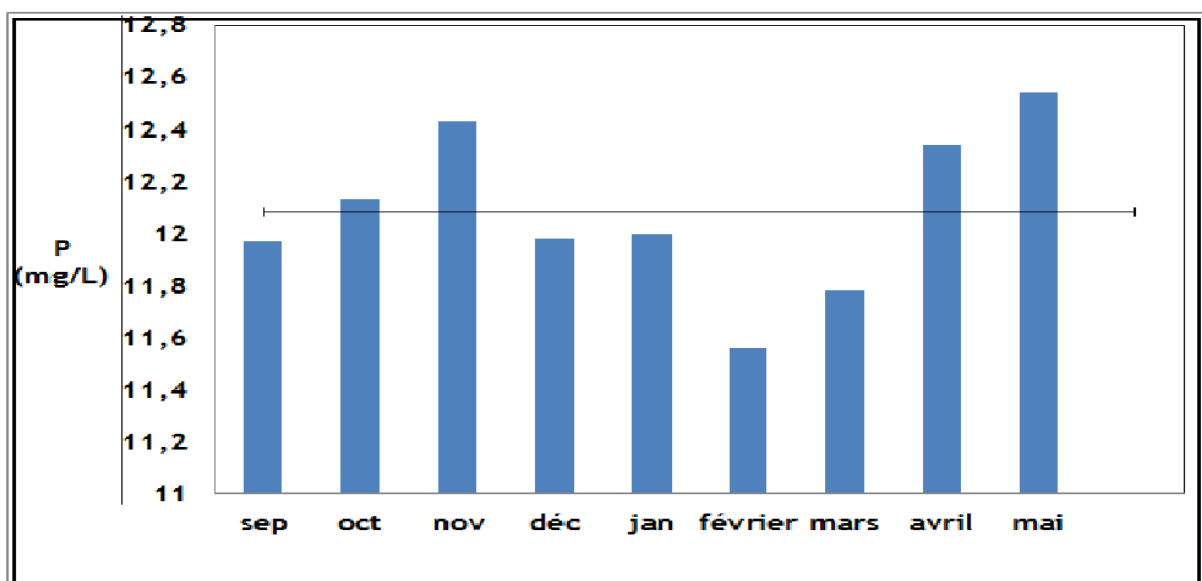


Figure 25 : variation mensuelle des orthophosphates des eaux usées

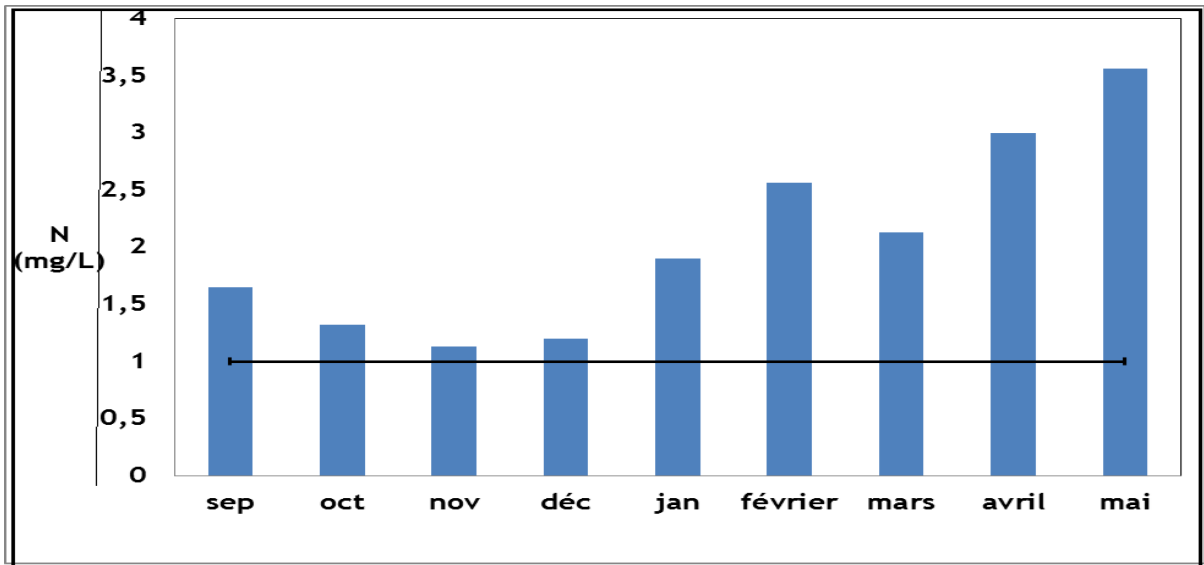


Figure 26 : Variation mensuelle des nitrates des eaux usées

La concentration mensuelle en nitrates est en moyenne égale à 1 mg/L. Nous avons également suivi la demande chimique en oxygène la DCO dont la valeur moyenne est de 450 mg/L. Après traitement biologique par lagunage nous avons trouvé que le rendement pour les paramètres de pollution est supérieur à 60 %.

Les figures ci-dessous donnent une comparaison entre la concentration à l'entrée et à la sortie de chaque paramètre.

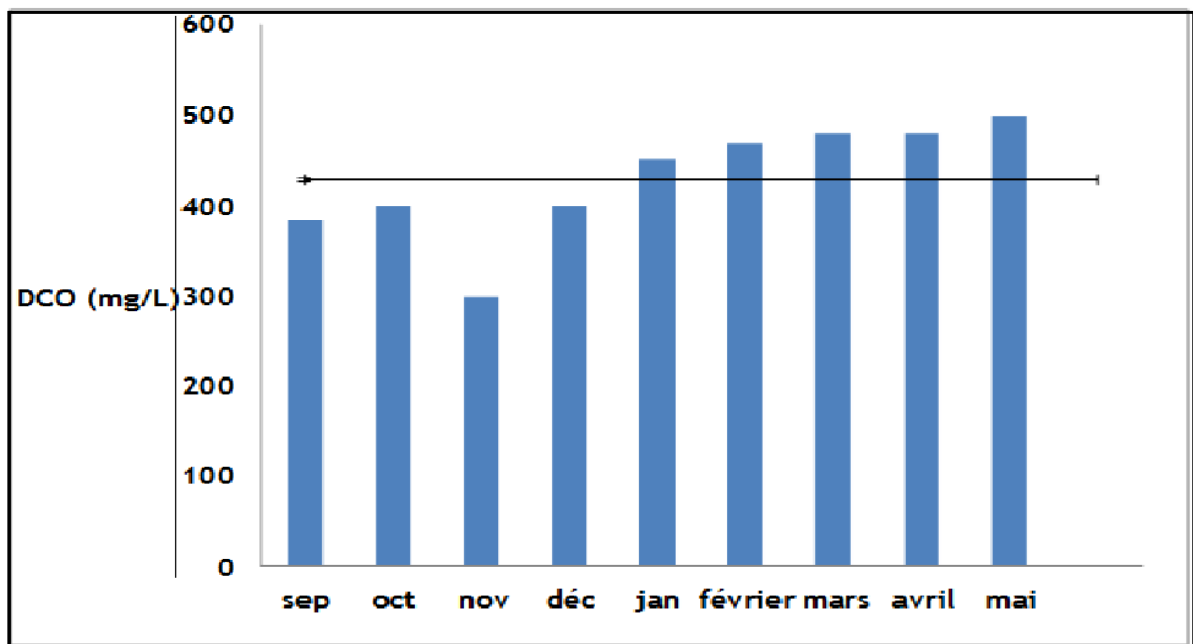


Figure 27 : variation mensuelle de la DCO de l'eau usée

Les orthophosphates ont diminué de plus de 50% après traitement biologique comme il est montré dans la Figure 28 . La concentration à la sortie est de 6 mg/L.

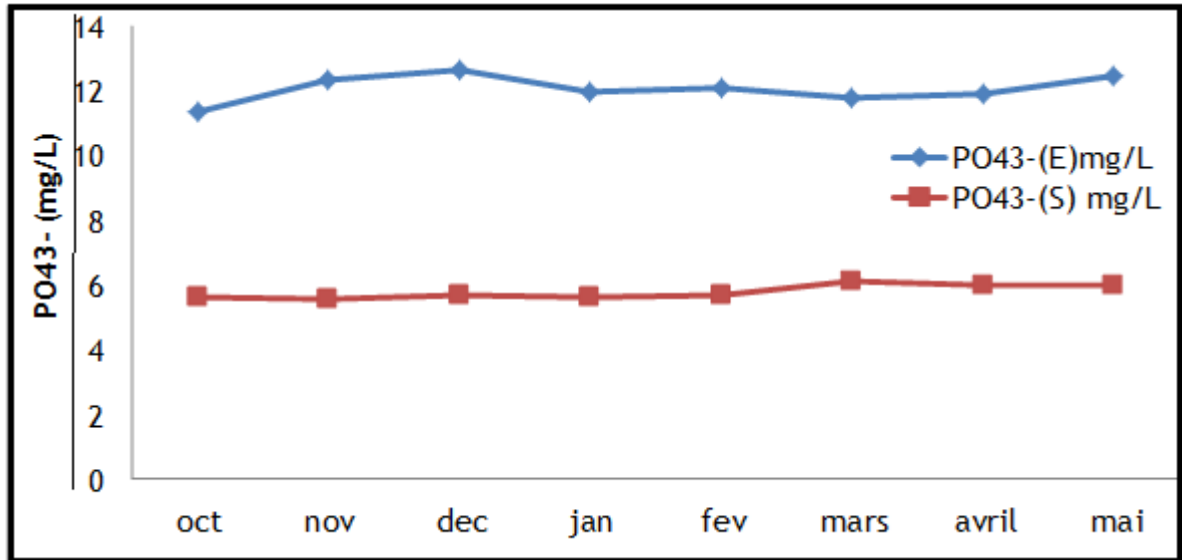


Figure 28 : Variation mensuelle des orthophosphates à l'entrée et à la sortie de la lagune

De même pour la concentration en ions nitrates, nous remarquons une diminution de la concentration à la sortie de plus de 60%.

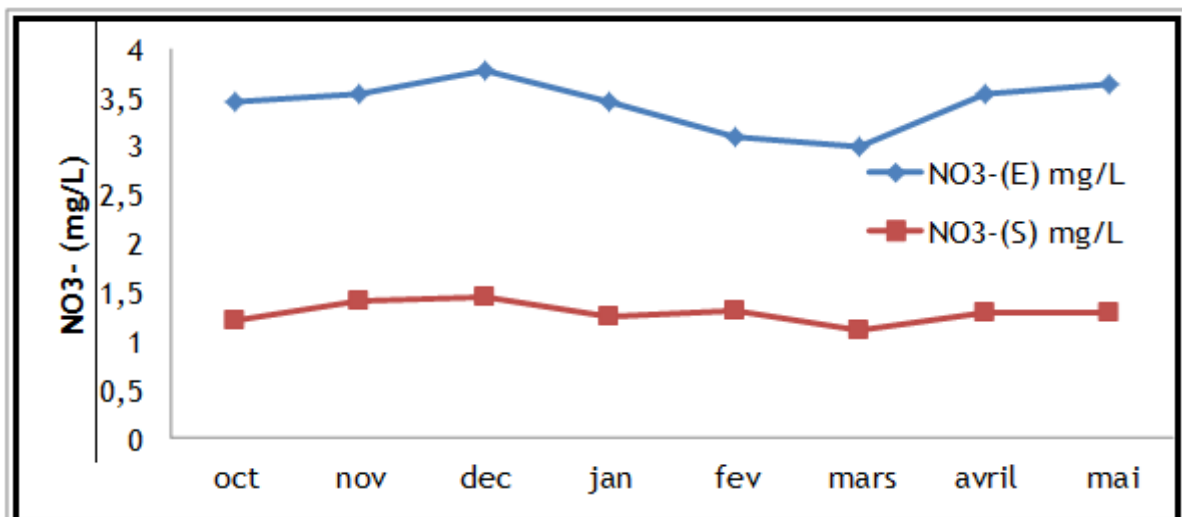


Figure 29 : Variation mensuelle des nitrates à l'entrée et à la sortie de la lagune

La même remarque est attribuée aux paramètres de pollution azotée à savoir les nitrites et l'ammoniaque. Le rendement des nitrites est de 60 % aussi et pour l'ammoniaque de 55%. Les figures 30 et 31 montrent la diminution dans la concentration de ces paramètres.

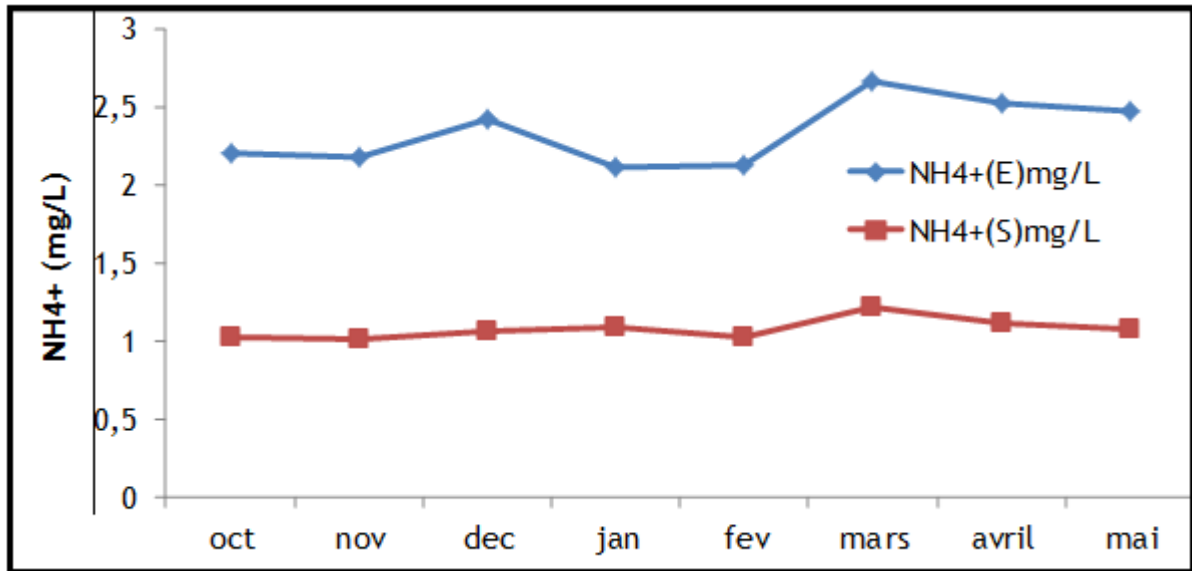


Figure 30 : Evolution mensuelle de l'ammoniaque à l'entrée et à la sortie de la lagune

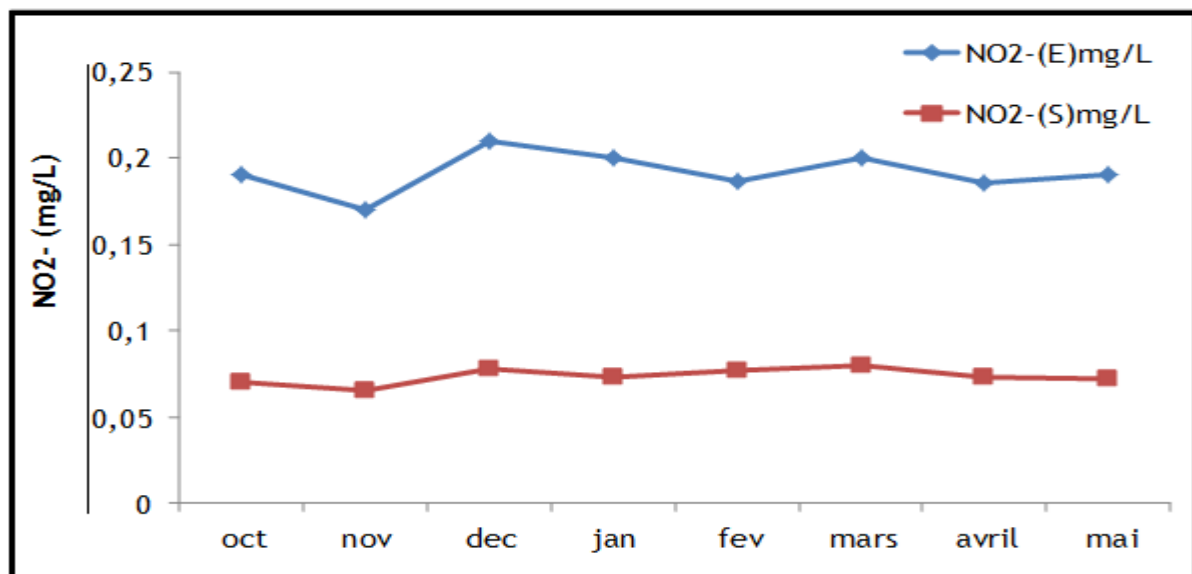


Figure 31 : Variation mensuelle des nitrites à l'entrée et à la sortie de la lagune

Nous remarquons que le traitement biologique par lagunage naturel peut aboutir à un rendement en épuration des paramètres de pollution variant de 50% à 60%. C'est un rendement vérifié aussi dans la théorie.

Le Tableau 5 donne une Caractérisation physico-chimique moyenne de l'eau usée avant et après traitement par lagunage naturel qui nous permettra d'évaluer le rendement épuratoire de la lagune.

Tableau 5: Caractérisation physico-chimique moyenne de l'eau usée avant et après traitement par lagunage naturel

| | Entrée de l'eau usée vers les bassins de décantation | Sortie de l'eau usée vers le milieu récepteur |
|--------------------------------------|--|---|
| pH | 7.10 | 7.03 |
| T° | 27.80 | 27 |
| G (ms/cm) | 1.82 | 0.74 |
| NH ₄ ⁺ (mg/l) | 2.20 | 1.30 |
| NO ₂ ⁻ (mg/l) | 0.19 | 0.07 |
| NO ₃ ⁻ (mg/l) | 3,45 | 1,2 |
| PO ₄ ³⁻ (mg/l) | 11.80 | 5.60 |
| DCO (mg/l) | 349 | 160 |
| TUB (mg/l) | 60 | 20 |

D'après les valeurs du tableau 5, l'eau purifiée sorte de la station de lagunage avec un abaissement considérable des formes d'azotes et des phosphates, de même pour la matière organique, ce résultat est satisfaisant et théoriquement vérifié, du fait que le traitement biologique élimine efficacement la charge polluante d'une eau usée de type domestique.

Les valeurs du graphique montre qu'on peut éliminer la matière organique d'un pourcentage proche de 60%, ce résultat est encourageant, de même pour les phosphates on a pu les éliminer jusqu'à 53%, et pour augmenter ce rendement on a pensé de compléter le traitement biologique par un traitement chimique utilisant le principe de coagulation- floculation. Le graphique suivant prouve qu'on augmente l'opération épuratoire par ce traitement chimique.

L'efficacité du traitement biologique par lagunage naturel des différentes formes d'azotes est tracée dans la Figure 32. La Figure 33 donne le rendement épuratoire en DCO, turbidité et orthophosphates.

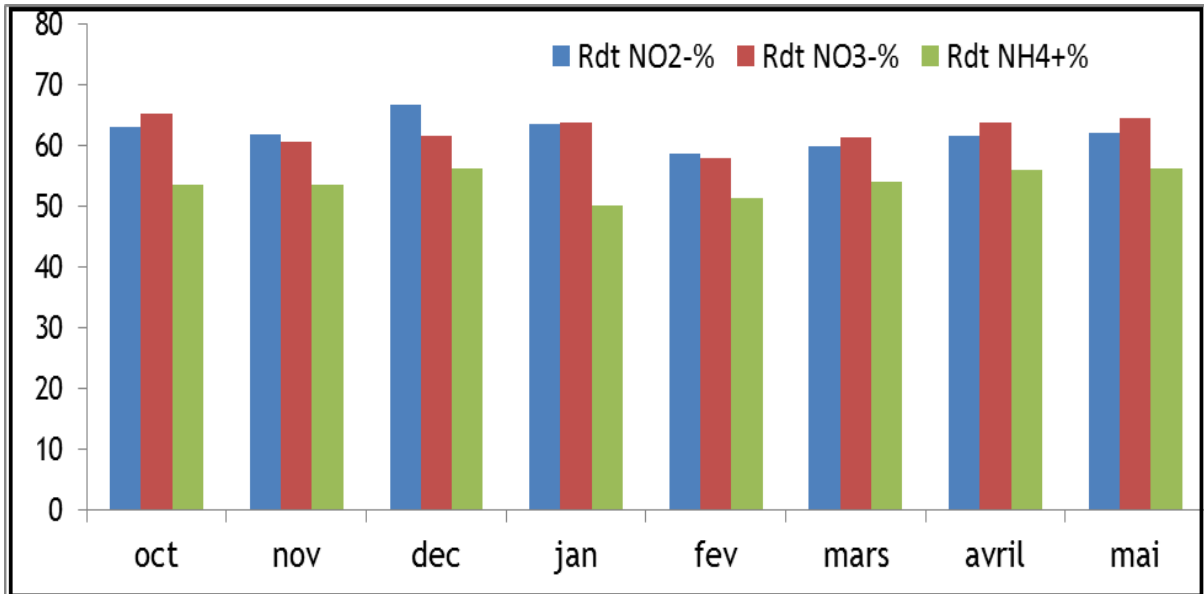


Figure 32 : rendement d'épuration de la pollution azotée de la STEP de Zrizer

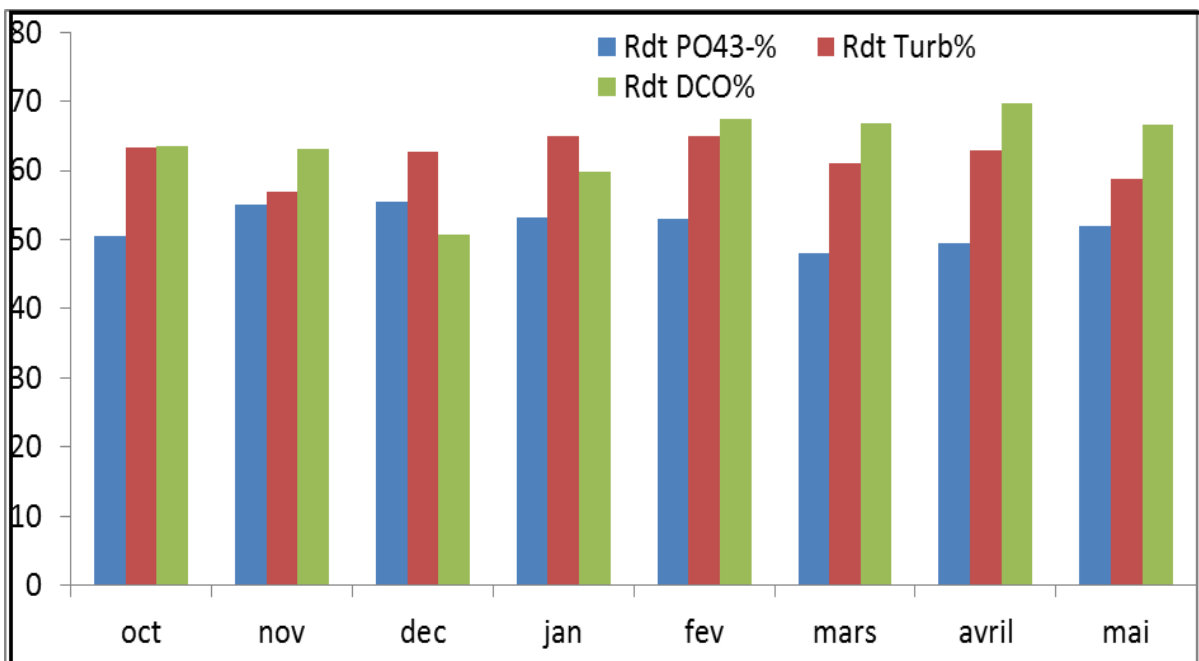


Figure 33 : rendement d'épuration de la pollution en phosphore, DCO et Turbidité de la STEP de Zrizer

CHAPITRE 3 :
TRAITEMENT
PHYSICO-CHIMIQUE
ET BIOLOGIQUE DU
PHOSPHORE

I. INTRODUCTION

L'excès de phosphore dans les eaux douces est responsable de ce qui est couramment appelé eutrophisation. Ce phénomène se traduit par le développement excessif d'algues qui agissent par plusieurs mécanismes sur l'équilibre biologique du milieu, en limitant le passage de la lumière et en consommant de grandes quantités d'oxygène.

La dégradation des algues augmente la teneur en matière organique de l'eau, favorisant le développement de microorganismes produisant des toxiques, tels que les cyanobactéries, qui sont capables de détruire presque totalement l'écosystème du plan d'eau contaminé [64].

Seule 30 à 50% de la charge polluante phosphatée est éliminée par les traitements biologiques classiques. Une élimination plus poussée de la charge en phosphore (abattement de 70 à 90%) répondant aux normes de rejets peut être obtenue par voie biologique, avec certains microorganismes capables d'accumuler du phosphore sous forme de polyphosphates.

La déphosphatation biologique poussée est basée sur le relargage d'ions orthophosphates (ions P) par des microorganismes dans des conditions anaérobies et leur assimilation ultérieure dans des conditions aérobies. La quantité d'ions P absorbée est plus importante que celle relarguée. Dans ces conditions, la teneur en P des boues de déphosphatation biologique peut être de 10% de la MS, mais dépasse rarement 6% dans la pratique.

Un ajout de sels de fer, aluminium ou calcium est souvent réalisé pour atteindre un seuil d'abattement compatible avec les normes de rejets. On parle alors de déphosphatation mixte ou combinée et les boues obtenues sont des boues de déphosphatation mixte.

Comme évoqué précédemment, la principale origine du phosphore dans les eaux de surface est constituée des rejets issus du traitement des eaux résiduaires urbaines. Depuis quelques années, la législation s'est considérablement renforcée et des normes de plus en plus sévères sont appliquées aux effluents rejetés dans les

rivières ou dans les lacs en zones sensibles à l'eutrophisation. Ainsi, pour les stations traitant les eaux de collectivités de 10 000 à 100 000 équivalents habitants, la concentration moyenne annuelle en phosphore dans les effluents ne doit pas excéder 2 mg.l-1. Cette limite est abaissée à 1 mg.l-1 pour les collectivités de plus de 100 000 équivalents habitants [65]. La part des sources ponctuelles de phosphore dans la pollution des eaux tend donc à diminuer. Dans certaines régions agricoles, et notamment les régions d'élevage intensif, la part relative des différentes sources de phosphore est inversée.

II. OBJECTIFS

Les sources ponctuelles de pollution (rejets de stations d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles) sont responsables de la plus grande part des rejets de phosphore dans les eaux de surface.

Dans ce cadre, elles font l'objet de réglementations de plus en plus strictes.

C'est donc dans ce secteur que l'on trouve la plupart des procédés de traitement et de recyclage du phosphore.

L'objectif du traitement du phosphore est de réduire la quantité de phosphore dissous dans les effluents rejetés en rivière.

Pour cela, le phosphore est concentré dans la fraction solide (boues) qui est, le plus souvent, épandue sur les terres agricoles. Suite à l'épandage, le phosphore est, soit utilisé par les plantes, soit immobilisé par les sols.

Lorsque la valorisation agricole du solide n'est pas possible, la mise en décharge ou l'incinération sont pratiquées mais dans ce cas, le phosphore des cendres est rarement valorisé, par exemple, en France, 60% des boues de STEP sont épandues sur les terres agricoles, 25% sont directement mises en décharge et 15% sont incinérées [66].

III. TRAITEMENT DU PHOSPHORE DES EAUX USEES DOMESTIQUES

Deux grands types de procédés sont développés pour concentrer le phosphore dans la fraction solide :

- Les procédés physico-chimiques qui consistent à précipiter le phosphore par modification des conditions du milieu (pH) et/ou par ajout de réactifs,
- les procédés biologiques qui consistent à créer les conditions favorables à la croissance de micro-organismes capables d'accumuler le phosphore au-delà de leurs stricts besoins de croissance,
- La combinaison de ces deux possibilités : traitement combiné ou mixte appelé aussi, permet d'atteindre des objectifs de qualité des rejets élevés.

IV. PROCEDES PHYSICO CHIMIQUE CLASSIQUES

Des sels de fer ou d'aluminium ou de la chaux sont ajoutés à l'effluent à traiter pour former des précipités insolubles de phosphate. Si l'ajout de chaux est la pratique la plus ancienne, le seul apport de calcium ne permet pas en général, d'atteindre les seuils réglementaires. De plus, la quantité importante de réactif nécessaire produit un grand volume de boues. Aussi, les sels de fer ou d'aluminium sont aujourd'hui les plus fréquemment utilisés. Les quantités de réactifs varient d'une station à l'autre. Ils dépendent de la concentration en phosphate de l'effluent mais aussi des conditions physico-chimiques du milieu (pH, alcalinité, espèces organiques dissoutes, etc.), des conditions de brassage et des matières en suspension. Des ratios molaires Fe/P compris entre 1 à 7,5 ont été décrits comme optimum. Pour un rapport molaire donné, le rendement d'élimination du phosphore sera d'autant plus élevé que la concentration initiale est importante. La quantité de fer nécessaire à précipiter le phosphore est supérieure à la quantité d'aluminium [67]. Les recommandations américaines font état d'un rapport molaire Al/P de 2 et Fe/P de 3 pour obtenir un abattement de 95%. Le choix du réactif dépendra du prix de ce dernier et de l'utilisation des boues, l'aluminium étant considéré comme plus toxique pour un usage en agriculture.

Trois mécanismes de précipitation sont impliqués dans la déphosphatation physicochimique :

- la précipitation chimique des complexes hydroxy-métalliques de faible solubilité,
- l'adsorption d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités,
- la floculation et la co-précipitation de matières colloïdales finement dispersées.

Ces trois mécanismes ont lieu simultanément, ce qui explique les rendements élevés de déphosphatation atteints par les procédés de traitement physico-chimiques.

La quantité de réactif ajouté et la qualité des produits obtenus dépendent de l'endroit où l'ajout de réactif est effectué.

Lorsqu'il est ajouté dans un décanteur primaire en amont du traitement biologique, l'investissement est minime mais la dose de réactif est souvent importante du fait de la quantité piégée par la coagulation des formes colloïdales. Lorsque les objectifs épuratoires sont élevés, des polymères anioniques sont parfois ajoutés avant la floculation pour faciliter la séparation solide/liquide. Il arrive aussi qu'une base forte soit ajoutée pour contrebalancer l'effet acidifiant des sels de fer. Lorsqu'elle est optimisée, la précipitation primaire permet d'atteindre une concentration de 1 mg P.l-1 dans l'effluent. La quantité de boues produites est importante. En revanche, 70 à 90% de la pollution carbonée contenue dans les formes colloïdales est éliminée allégeant ainsi l'étape de traitement biologique ultérieure.

L'ajout dans le réacteur biologique (ou bien juste en amont ou aval de celui-ci) est appelé décantation secondaire ou précipitation simultanée. Ce traitement n'induit pas de coût d'investissement important. A ce stade, en général, l'ajout de polymère n'est pas nécessaire. Le choix des réactifs est plus délicat. Le sulfate de fer inhibe les microorganismes responsables de la nitrification. D'après certains auteurs, il inhiberait également le procédé de déphosphatation biologique en

limitant l'hydrolyse des polyphosphates [68].

IV.1. Traitement physico chimique du phosphore

Les eaux usées municipales renferment divers déchets, et se composent généralement d'environ 99,94% de liquide et 0,06% de solides [69]. Si cette eau usée n'est pas traitée ou elle est mal collectée, elle peut affecter la santé publique et l'environnement.

L'objectif principal d'une station de traitement des eaux usées consiste à purifier ces eaux tout en réduisant les concentrations de matières solides, des matières organiques, des éléments nutritifs, des bactéries pathogènes et d'autres polluants présents et les différentes techniques utilisées pour contrôler cette pollution sont [70] :

- ✓ Des procédés physiques s'appuyant sur la séparation physique des polluants de l'eau usée,
- ✓ Des processus chimiques s'appuyant sur des réactions chimiques,
- ✓ Des processus biologiques s'appuyant sur des organismes vivants susceptibles de décomposer les matériaux de déchets.

En appliquant ces techniques d'épuration, on a remarqué que les nutriments ne sont pas totalement supprimés, et Le nutriment sujet de préoccupation majeure dans la protection de la qualité des eaux est le phosphore. Celui-ci est le facteur limitant de l'eutrophisation.

Se trouvant dans les eaux usées le phosphore peut traverser le système d'épuration sans être correctement traité, il sera par conséquent, rejeté dans les cours d'eau, provoquant ainsi, la croissance indésirable des algues et d'autres organismes nuisibles qui peut contribuer à l'eutrophisation du milieu aquatique récepteur.

Les eaux usées ménagères sont la source principale des rejets de phosphore. Cet élément se présente sous des formes inorganiques ou organiques qui finissent par être transformées en formes inorganique. Les formes de phosphore habituellement dosées sont le phosphore total (PT), le phosphore dissous total (PDT) et la forme inorganique orthophosphate (PO_4^{3-}).

Le procédé par précipitation chimique est le procédé le plus utilisé pour éliminer le phosphore des eaux usées urbaines, par ailleurs nous avons utilisés trois coagulants couramment utilisés dans le traitement des eaux usées[71] :

- ✓ Chlorure ferrique : FeCl_3 ;
- ✓ Sulfate d'aluminium : $\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3$;
- ✓ La chaux : $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

L'utilisation de produits chimiques dans le traitement des eaux résiduaires urbaines a augmenté avec le degré de pollution dû surtout à la disposition du système d'évacuation des eaux usées industrielles insuffisamment prétraitées et qui sont mélangées dans les canalisations des eaux usées municipales.

Aujourd'hui, les produits chimiques sont utilisés pour spécifiquement pour l'élimination du phosphore et l'azote,

L'intérêt dans l'utilisation de coagulants a augmenté en raison que:

- Les méthodes au laboratoire pour le contrôle de la coagulation ont été améliorées;
- Les méthodes modernes pour le contrôle des procédés chimiques sont plus efficaces,
- Les produits chimiques utilisés ont des prix plus bas.

Ce procédé physico-chimique ; en utilisant les propriétés des coagulants et des floculants ; rend l'épuration des eaux très efficace mais produit davantage de boues. Du point de vue de la mise en œuvre de la coagulation-floculation, deux paramètres sont importants [72]:

- Les quantités de réactifs à ajouter ;
- Les vitesses d'agitation du milieu réactionnel,

Ces paramètres sont à déterminer par plusieurs essais sur échantillon au laboratoire et cela en fonction de la nature de l'eau usée à traiter.

IV.1.1 Protocole expérimental

Des échantillons d'eau usée ont été prélevés (période estivale) d'une station de relevage de la ville d'Annaba (Station de relevage de la Gare). Cette station rejette ses eaux usées à la mer. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés dans un endroit humide et dans

l'obscurité, Ils ont fait l'objet de mesure directe des paramètres physico-chimiques (Température, pH, DCO et P). La mesure du phosphore se fait à l'aide de la méthode au molybdate d'ammonium à 380 nm.

L'eau brute présente les paramètres physico-chimiques suivants :

- pH =7,12 ;
- Turb = 17,4 NTU ;
- DCO= 50,928 mg/l ;
- P = 0,989 mg/l.

Cette eau usée a été le substrat de choix pour tous les essais d'optimisation de coagulation-floculation.

IV.1.1.1 Recherche de la dose optimale

IV.1.1.1.1 Dose optimale du sulfate d'aluminium

Conditions opératoires :

- vitesse d'agitation : 200tr/min ;
- temps d'agitation : 15min.

Tableau 6 : Optimisation de la dose optimale et efficace du sulfate d'aluminium.

| Dose (mg/l) | 30 | 50 | 80 | 100 | 150 | 200 | 300 | 350 |
|------------------------------|------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|
| % d'élimination en Phosphore | 0 | 22.24 | 0 | 0 | 77.85 | 77.85 | 55.51 | 0 |
| turbidité (NTU) | 6,96 | 7,64 | 4,92 | 3,85 | 2,82 | 2,08 | 13,3 | 18,7 |
| p H | 7,21 | 7,22 | 7,22 | 6,94 | 6,66 | 6,5 | 6,2 | 5,33 |

D'après les valeurs illustrées dans le tableau 6, on voit clairement, lorsqu'on ajoute une dose comprise entre 150 mg/l et 200mg/l du sulfate d'aluminium, l'eau

usée présente une turbidité ainsi qu'un pH les plus faibles et surtout un bon rendement d'élimination en phosphore. Expérimentalement, On observe d'après les essais réalisés au niveau du laboratoire, que l'eau usée après ajout de la dose motionnée sur la Figure 34 une concentration en phosphore la plus amoindrie et devient limpide. Le rendement d'élimination des paramètres critères de pollution est indiqué sur le graphique 35.

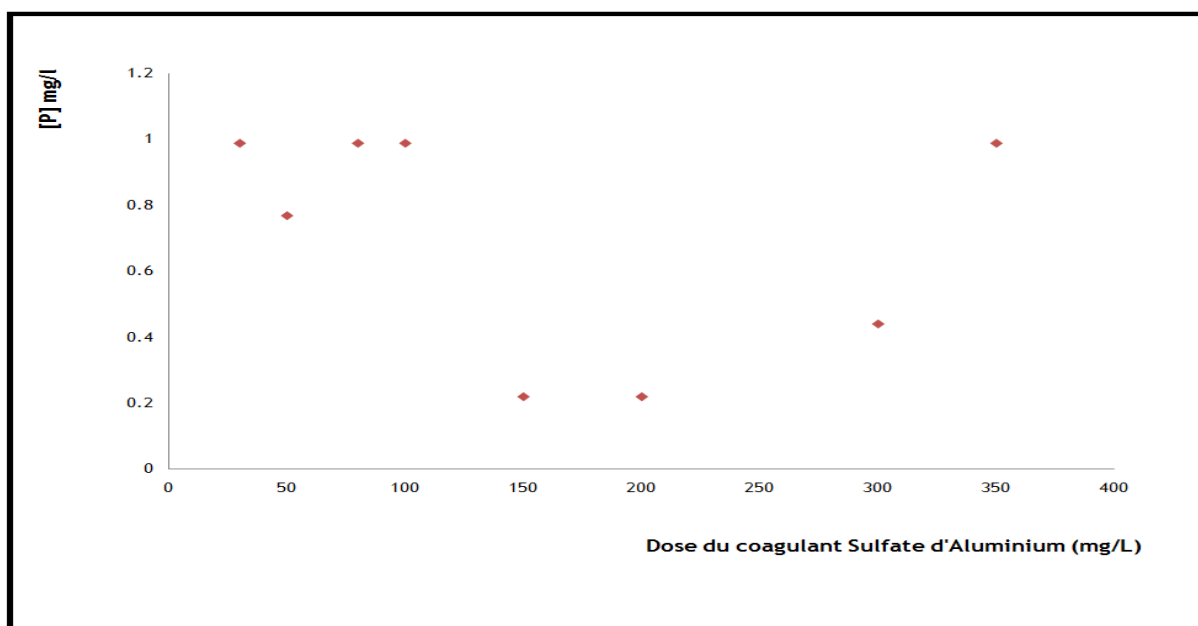


Figure 34 : Dose optimale du Sulfate d'Aluminium en fonction de la concentration en phosphore.

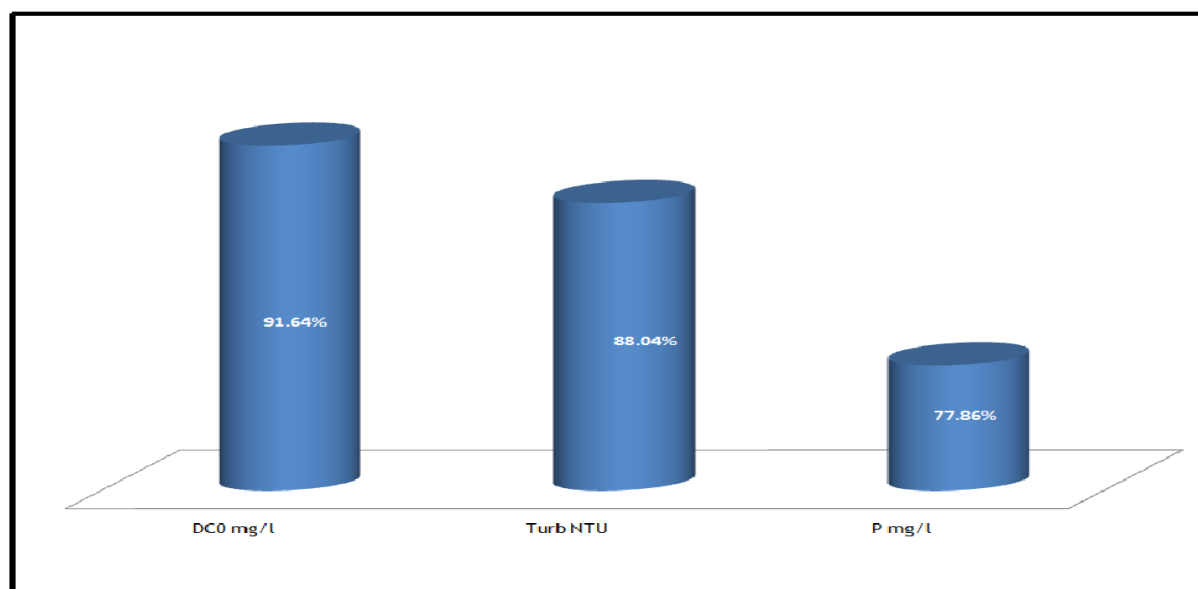


Figure 35: Evaluation du rendement du traitement chimique par la dose optimale du sulfate d'aluminium

IV.1.1.1.2 Recherche de la dose optimale du chlorure ferrique

Conditions opératoires :

- vitesse d'agitation : 200tr/min ;
- temps d'agitation : 15min.

Tableau 7 : optimisation de la dose optimale et efficace du Chlorure ferrique

| Dose (mg/l) | 20 | 40 | 50 | 80 | 100 | 150 | 200 | 300 |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| % d'élimination en Phosphore | 55.51 | 33.27 | 44.49 | 55.51 | 66.63 | 66.63 | 88.87 | 33.27 |
| turbidité (NTU) | 12,8 | 10,2 | 7,15 | 5,14 | 5,93 | 2,04 | 1,68 | 2,45 |
| p H | 6,96 | 6,94 | 6,93 | 6,88 | 6,58 | 6,45 | 6,29 | 5,95 |

Dans le cas du chlorure ferrique la dose optimale serait de 200 mg/l pour un abaissement de phosphore de 0,989mg/l jusqu'à une concentration de 0,111 mg/l , cette dose est efficace est illustré sur la courbe d'optimisation de la dose du coagulant (Figure 36) ce traitement chimique a donné un rendement maximal d'élimination en phosphore de 88,87% illustré sur le graphique 37.

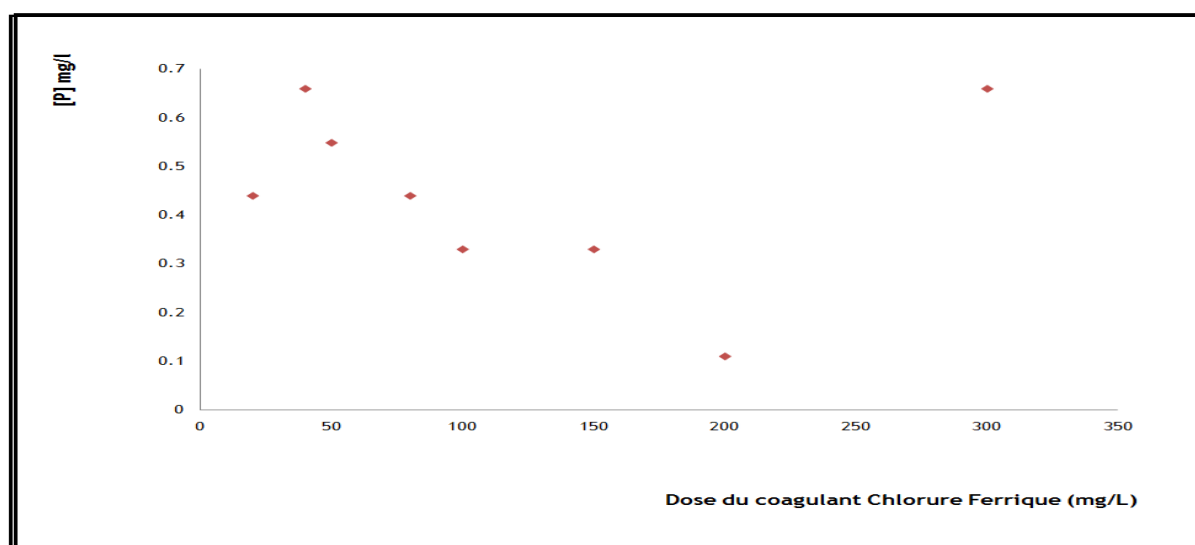


Figure 36 : Dose optimale du Chlorure Ferrique en fonction de la concentration du phosphore

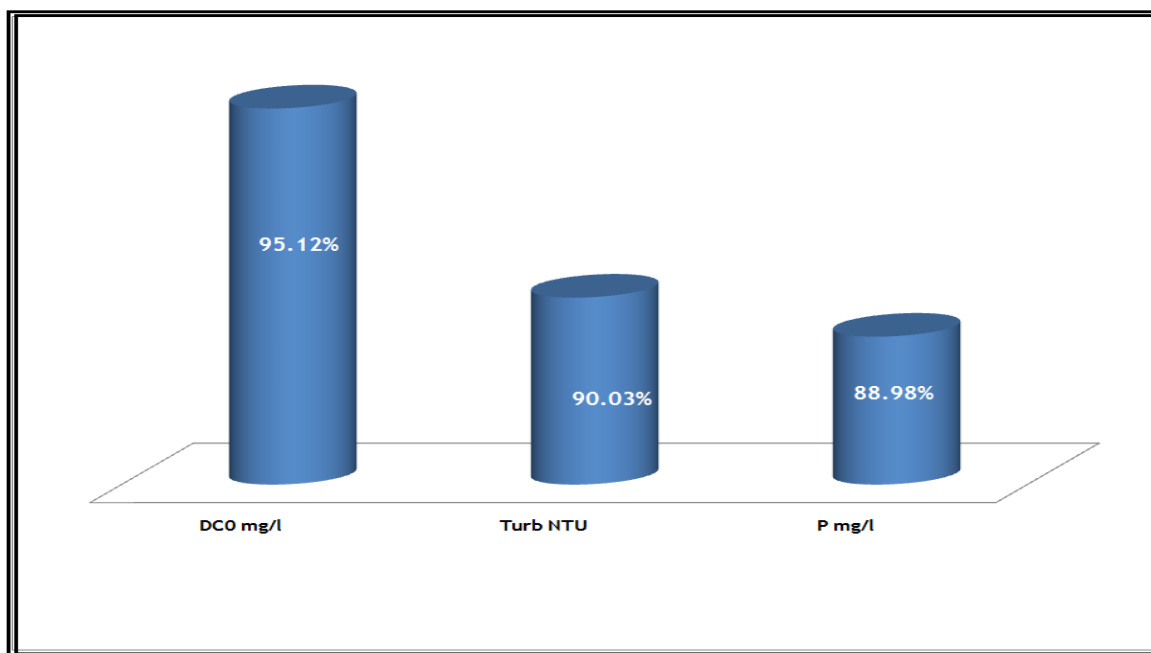


Figure 37: Evaluation du rendement du traitement chimique en fonction de la dose optimale du chlorure ferrique

IV.1.1.1.3 Recherche de la dose optimale de la chaux

Conditions opératoires :

- vitesse d'agitation : 200tr/min ;
- temps d'agitation : 15min.

Tableau 8 : optimisation de la dose optimale et efficace de la chaux

| Dose (mg/l) | 100 | 200 | 300 | 400 | 500 | 600 | 700 | 800 |
|------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| % d'élimination en Phosphore | 0 | 33.26 | 11.12 | 77.85 | 88.98 | 88.98 | 77.85 | 0 |
| turbidité (NTU) | 35 | 28,5 | 9,38 | 6,35 | 4,78 | 5,55 | 17,6 | 8,57 |
| p H | 8,22 | 8,5 | 9,07 | 9,26 | 10,55 | 10,4 | 10,85 | 11,07 |

La dose optimale trouvée lors de cet essai est comprise entre 500 mg/l et 600 mg/l, la figure 38 montre clairement que cette dose optimale présente une concentration en phosphore la plus faible et par la suite un rendement d'élimination le plus élevé. Le rendement d'élimination des paramètres caractères de pollution est montré sur le graphique n° 38.

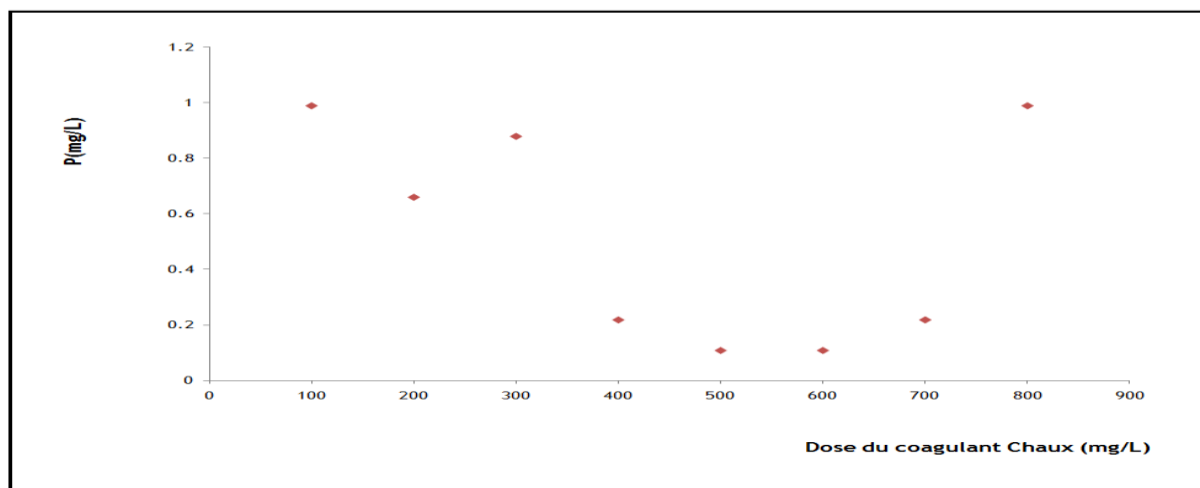


Figure 38: dose optimale de la chaux en fonction de la concentration du phosphore

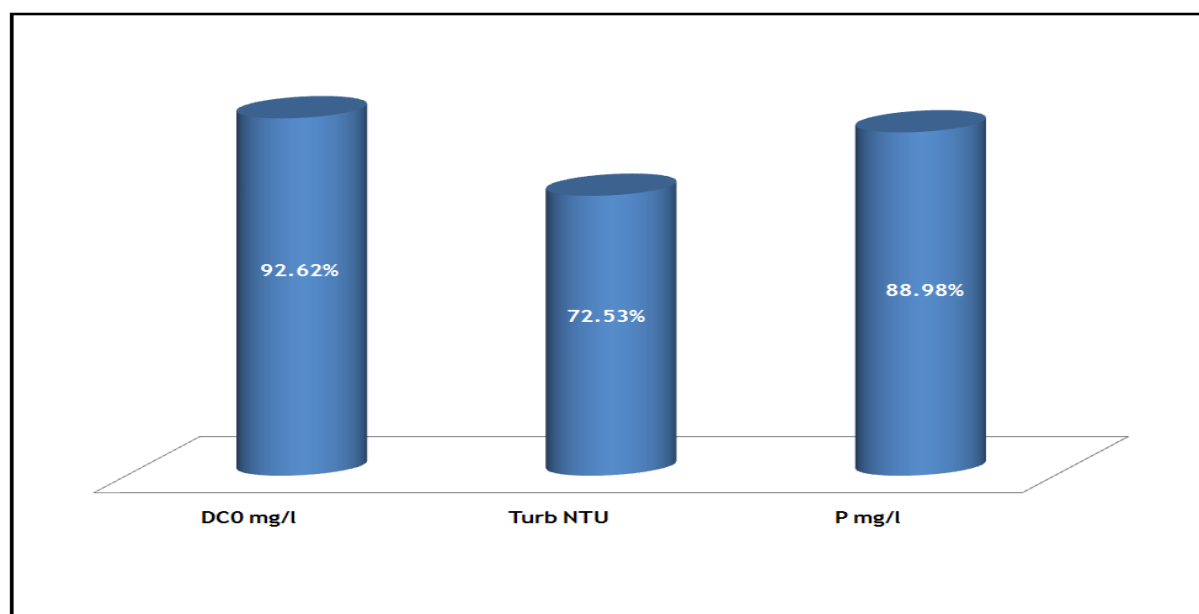


Figure 39: Evaluation du rendement du traitement chimique en fonction de la dose optimale de la chaux

IV.1.2 Rendement du traitement chimique des eaux résiduaires

Après utilisation de la dose optimale trouvée d'après les expériences précédentes de chaque type de coagulant, le tableau suivant récapitule le processus de traitement chimique d'une eau usée prélevé du même site en mesurant les paramètres essentiels critères de pollution avant et après ajout de cette dose optimale.

Tableau 9 : Paramètres physico-chimique d'e l'échantillon à traité avant et après traitement chimique

| | P (mg/l).10 | DCO (mg/l) | p H | T °C | Turb (NTU) |
|--|-------------|------------|------|------|------------|
| Eau usée brute | 9,89 | 50,927 | 7,12 | 25 | 17,4 |
| Eau usée après trt par le sulfate d'aluminium | 2,19 | 5,009 | 6,5 | 25 | 2,08 |
| Eau usée après trt par le chlorure ferrique | 1,1 | 2,922 | 6,29 | 25 | 1,68 |
| Eau usée après trt par par la chaux | 1,09 | 3,756 | 10,4 | 25 | 4,78 |

Nous avons aussi déterminé le rendement d'élimination de chaque coagulant par la mesure de la turbidité, la DCO et du phosphore total, les figures suivantes montrent clairement le rendement efficace du traitement chimique.

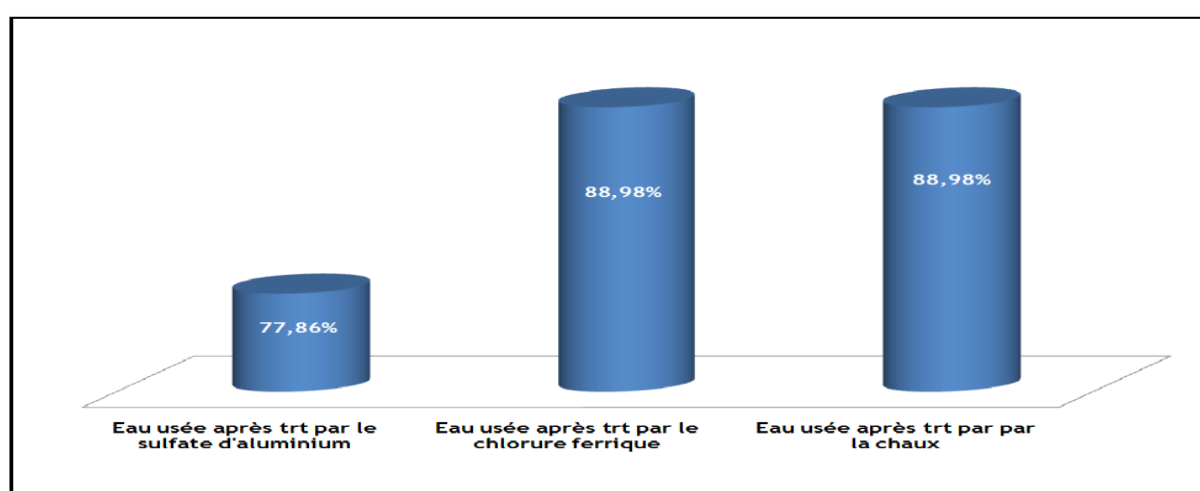


Figure 40: Taux d'élimination en phosphore

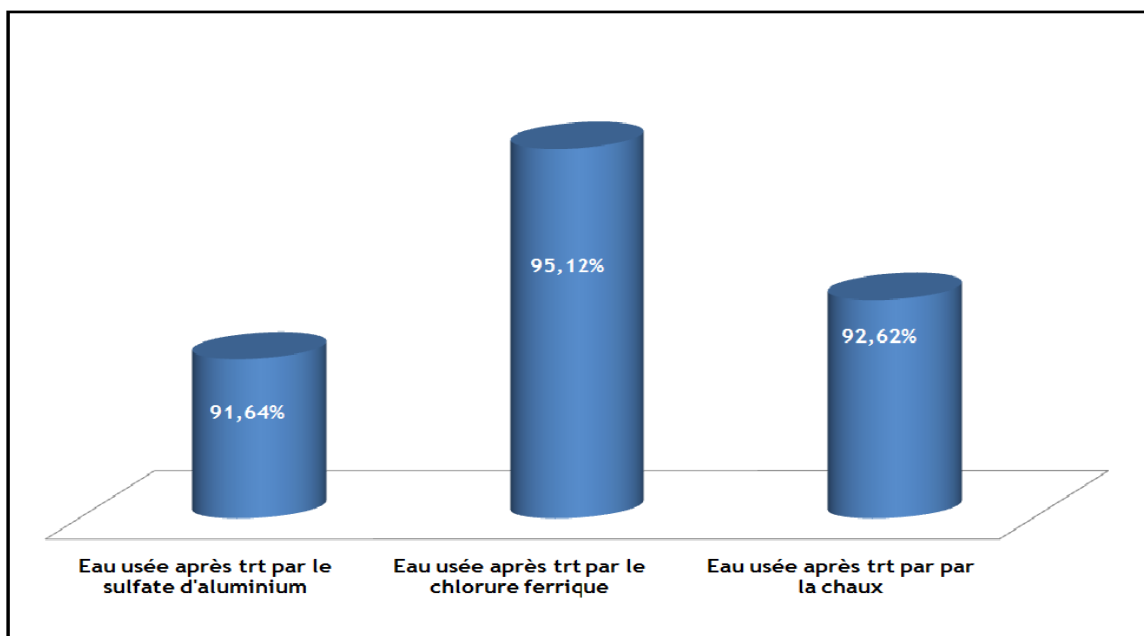


Figure 41: Taux d'élimination en DCO

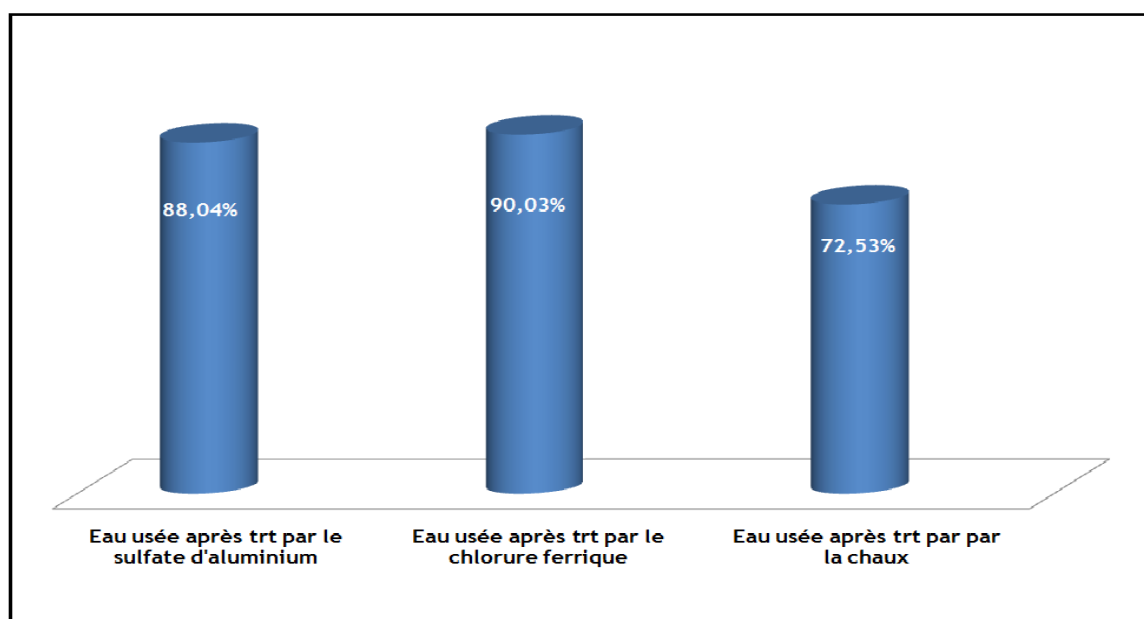


Figure 42: Taux d'élimination en turbidité

IV.2. Traitement biologique du phosphore

L'autre traitement des eaux usées existant est celui du traitement biologique, Cette épuration met en jeu, d'une part, des mécanismes de sédimentation des matières décantables, et d'autre part, l'activité biologique des micro-organismes. Ils peuvent être classés en deux catégories [73,74]:

Des systèmes biologiques intensifs [75,76] : ce sont des systèmes d'épuration classiques qui occupent moins d'espace et consomment de l'énergie. En plus, ils ont un coût d'installation et de fonctionnement élevé. On distingue les systèmes de traitement par boues activées, lits bactériens, disques biologiques...etc.

Des systèmes biologiques extensifs [77,78]: ce sont le lagunage: ils reposent sur les phénomènes d'auto-épuration naturelle et ne demandent pas d'énergie mais nécessitent de grandes superficies et de longs séjours des eaux usées. Du point de vue économique, ils sont moins coûteux.

IV.2.1 Traitement des eaux usées par boues activées

De la même manière, des échantillons d'eau usée ont été prélevés en mois de décembre (période hivernal) d'une station d'épuration par boues activées de la commune Zrizer (willaya Etaref). Cette station rejette ses eaux usées à l'oued qui sera cheminé et versera à la fin vers la mer. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés dans un endroit humide et dans l'obscurité, Ils ont fait l'objet de mesure directe des paramètres physico-chimiques (Température, pH, DCO et P). La mesure du phosphore se fait à l'aide de la méthode au molybdate d'ammonium à 380 nm.

L'eau brute présente les paramètres physico-chimiques suivants :

Tableau 10 : Paramètres physico-chimique d'e l'échantillon à traité avant et après traitement biologique et rendement d'élimination.

| Paramètres physico-chimique | avant traitement | aval traitement | Rendement du traitement |
|-----------------------------|------------------|-----------------|-------------------------|
| DCO (mg/l) | 519 | 201,623 | 61,15 |
| MES (mg/l) | 996,22 | 450,12 | 54,81 |
| P (mg/l).10 ³ | 659 | 330 | 49,92 |

IV.2.2 Traitement combinée : Physicochimique et biologique par boues activées

Dans le but de diminuer au maximum la teneur en phosphore dans les eaux usées rejetées aux milieux récepteurs (dans notre cas c'est la mer méditerranée), nous avons opté à un autre mode de traitement appelé traitement combiné qui est constitué d'un traitement biologique suivi d'un traitement physico chimique. Les résultats trouvés sont très satisfaisantes et qui sont enregistrés dans le tableau 11.

Tableau 11 : Paramètres physico-chimique d'e l'échantillon à traité avant et après traitement biologique et rendement d'élimination

| Paramètres | MES (mg/l) | | P (mg/l) | | DCO (mg/l) | |
|---------------------------------|------------|--------|----------|-------|------------|---------|
| | AMONT | AVAL | AMONT | AVAL | AMONT | AVAL |
| Coagulants | | | | | | |
| FeCl ₂ | 996,22 | 88,89 | 0,22 | 0,1 | 519 | 154,452 |
| AL ₂ SO ₄ | 994,6 | 95,23 | 0,659 | 0,219 | 519 | 60,528 |
| Ca(OH) ₂ | 994,76 | 120,11 | 0,33 | 0,11 | 519 | 36,734 |

Nous avons déterminé le rendement d'élimination de chaque coagulant par la mesure de la turbidité, la DCO et du phosphore total. Les figures suivantes montrent clairement l'efficacité du traitement combiné « biologique suivi d'un traitement physico-chimique ».

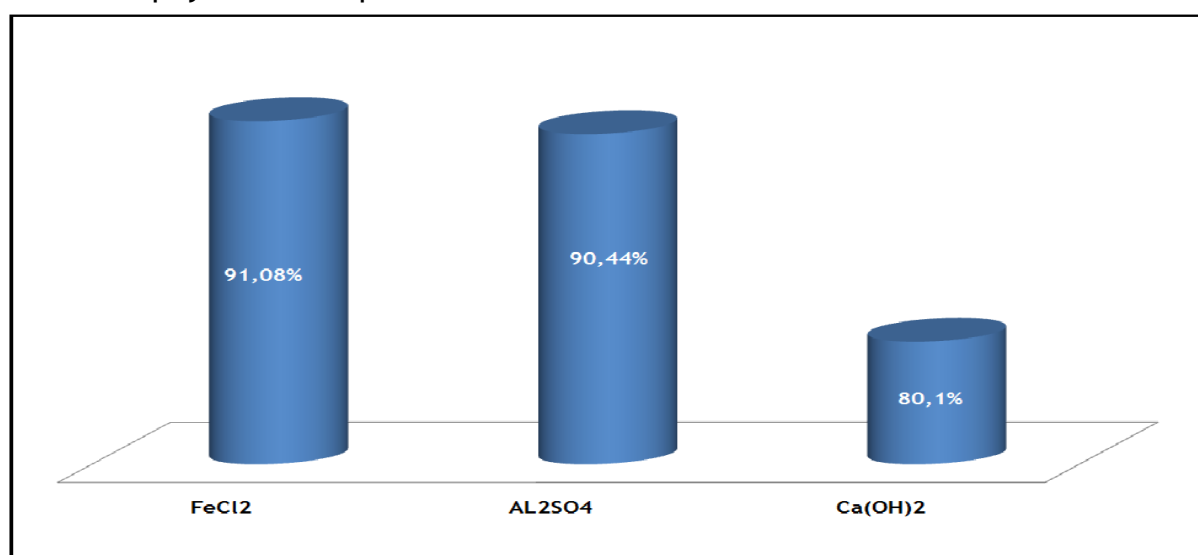


Figure 43:Taux d'élimination par voie combinée en MES

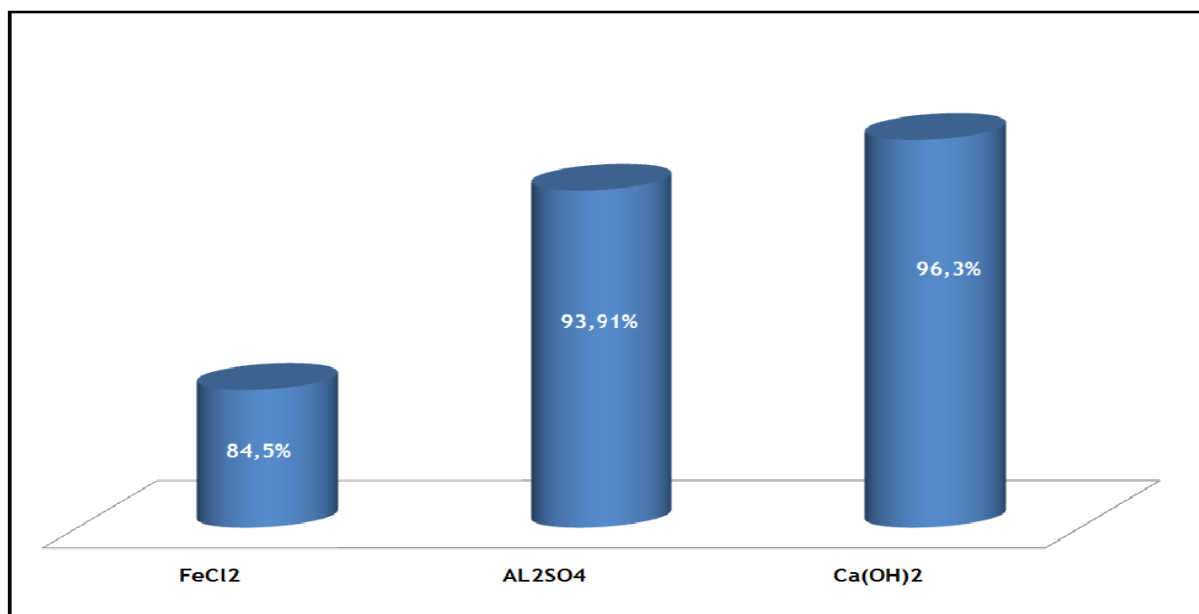


Figure 44: Taux d'élimination par voie combinée en DCO

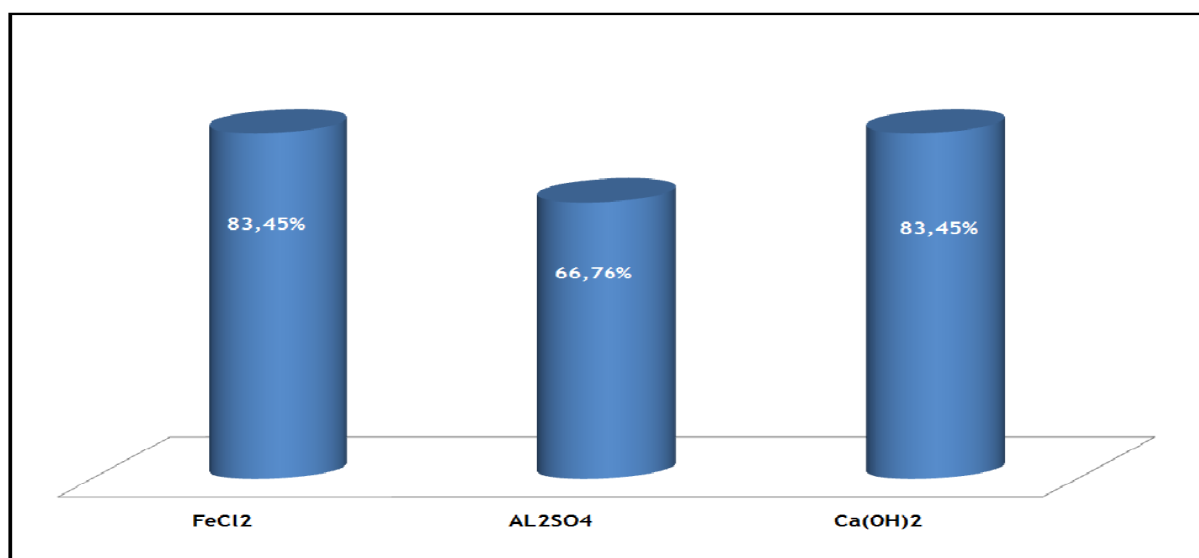


Figure 45: Taux d'élimination par voie combinée en P

L'élimination physico-chimique du phosphore dans les eaux usées par l'utilisation de sels inorganiques choisis (le chlorure ferrique, le sulfate d'aluminium et la chaux) peut être efficace dans une station d'épuration et cela pour réduire la concentration de ce nutriment rejeté dans les milieux récepteurs.

La chaux est considérée comme un excellent désinfectant et purifiant des eaux usées, pour ce qui est du chlorure ferrique nous avons obtenu de très bons

rendements d'élimination en phosphore, mais la chaux reste pour toujours le plus utilisés à cause de ses bas prix.

Le principal inconvénient de la déphosphoration chimique est l'augmentation du volume de boues produites. Elle dépend de la technique utilisée (point d'injection des réactifs), de la nature et de la dose de réactifs (liés à la performance recherchée), et des performances de la clarification.

Elle peut varier entre 40 et 65 % de boues supplémentaires, voire 100 à 200 % si le réactif utilisé est la chaux. Cela peut contraindre à effectuer des investissements de traitement des boues supérieurs aux investissements de déphosphoration.

Il est donc possible, en se basant sur tous les essais réalisés sur les différents modes de traitement d'élimination du phosphore présent dans les eaux usées domestiques à savoir chimique ou biologique, le traitement combiné pousse l'élimination du phosphore à une valeur très satisfaisante, et améliore nettement le rendement des paramètres critères de pollution(DCO, MES, P).

En général, le choix d'un procédé d'épuration dépend de plusieurs critères pas seulement du rendement épuratoire mais aussi du cout de cet investissement. La réalité, c'est que, ces différentes approches sont souvent insuffisantes pour décider sur les diverses options technologique qui s'offrent aux décideurs sur le meilleur choix qui tiennent compte des facteurs importantes (techniques, économiques, financières, environnementaux et sociopolitiques), ces facteurs sont pourtant indispensables pour arriver à une solution acceptable et viable.

Les eaux usées municipales ont longtemps été l'une des causes majeures de l'enrichissement des écosystèmes aquatiques en éléments nutritif, les deux macronutriments les plus importants dans les systèmes aquatiques sont l'azote et le phosphore considérés comme des nutriments limitant la croissance des micro-organismes et donnent comme résultat la production de phytoplancton. Cette production de phytoplancton excessive peut entraîner l'eutrophisation, une condition qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous et une forte réduction de la diversité la vie aquatique [79].

L'élément nutritif limitant est l'élément nutritif qui existe dans la concentration la plus faible par rapport à ce que les organismes ont besoin, cet élément nutritif limitant est celui qui devrait être la cible de l'élimination par des systèmes de traitement des eaux usées pour contrôler l'eutrophisation [nutrient removal] [80].

Bien que Le phosphore est l'un des nutriments limitant pour la croissance des micro-organismes, bien que les quantités de phosphore nécessaires sont beaucoup plus petits que ceux de C, Si, ou N.] Beaucoup estuariens et d'eau douce, comme les rivières, les ruisseaux et les lacs, tendent vers la limitation de phosphore, tandis que les systèmes d'eaux marines tendent vers limitation de l'azote.

À l'heure actuelle, le phosphore s'accumule dans l'eau par suite du rejet d'eaux usées urbaines et industrielles et également par l'utilisation d'engrais ainsi que les eaux de ruissèlement, de ce fait la quantité de phosphore augmente en conséquence, et les répercussions de ce phénomène sont particulièrement importantes pour les écosystèmes d'eau douce car la croissance des plantes y est souvent limitée par la disponibilité du phosphore [81].

Le traitement réalisé dans notre cas avait comme objectif majeur la diminution des rejet en phosphore à l'environnement aquatique , ce travail pratique était divisé en deux parties, un traitement purement chimique et le deuxième combiné, les résultats sont satisfaisants ; trouvé un rendement d'élimination par le traitement combiné en DCO est égale à 96% en utilisant comme coagulant la chaux et un rendement d'élimination du phosphore est égale à 83% est très encourageant. Ce résultat incite les responsables et les décideurs dans les domaines de gestion des eaux et des eaux usées et même dans le secteur d'agriculture, Il les aidera à prendre des décisions éclairées au sujet de la gestion des éléments nutritifs dans les écosystèmes et à appliquer d'autre techniques scientifiques, à utilisé un traitement combiné dans les stations de traitement des eaux usées à boues activées, ceci offre un rendement épuratoire élevé en matière organique, en matière en suspension et en phosphore.

La surveillance et la recherche continuent d'être nécessaires afin que les décisions soient fondées sur de bons principes scientifiques et que les progrès scientifiques les meilleurs et les plus avancés continuent d'être intégrés aux solutions pratiques pour faire en sorte que la qualité de l'environnement aquatique dans notre ville soit maintenue ou améliorée.

De ce fait, on peut préserver les milieux récepteurs que se soit lacs, rivières et les mers des éléments nutritifs spécifiquement le phosphore et par conséquence empêcher, par le biais de ce traitement combiné, la prolifération des algues et stopper le déclenchement de l'eutrophisation.

IV.2.3 traitement des eaux usées par lagunage naturel

On prend cinq échantillons sur cinq points, on prélève de chacune deux flacons l'un de l'eau brut et l'autre acidifiée par quelque ml de l'acide sulfurique pour inhiber l'action des bactéries.

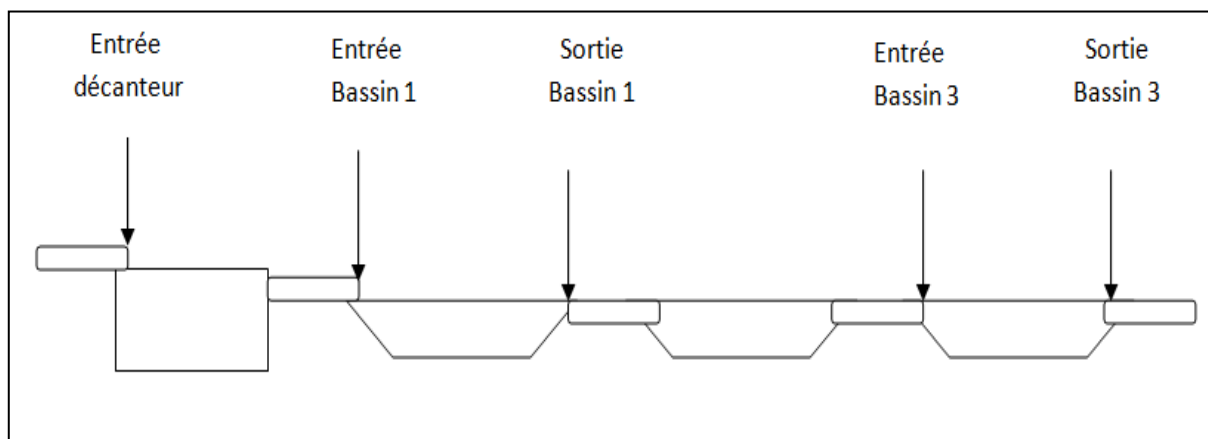


Figure 46 : Points d'échantillonnage

Tableau12 : Caractérisation physico-chimique des échantillons des points de prélèvement

| Point | D Décanteur | E. bassin 1 | S. bassin 1 | E. bassin 3 | S. bassin 3 |
|--------------------------------------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| pH | 7.85 | 7.95 | 7.77 | 7.30 | 7.20 |
| T°C | 27.80 | 27.90 | 26.60 | 25.50 | 27 |
| G (ms/s) | 1.82 | 1.86 | 2.00 | 2.06 | 2.02 |
| NH ⁴⁺ (mg/L) | 2.20 | 2.20 | 2.00 | 1.80 | 1.30 |
| NO ₂ ⁻ (mg/L) | 0.19 | 0.21 | 0.14 | 0.09 | 0.07 |
| NO ₃ ⁻ (mg/L) | 3.00 | 3.00 | 4.50 | 2.00 | 1.10 |
| PO ₄ ³⁻ (mg/L) | 12.80 | 11.80 | 11.00 | 10.80 | 5.60 |

Les eaux usées de la ville d'ADRAR sont basique ; ils subissent de très faibles variations de pH (7.89 à 7.10) au cours de traitement.

Le bon fonctionnement des systèmes d'épuration est en étroite relation avec la température. En effet, une température inférieure à 10°C ralentit les réactions biochimiques de la bactérie, par contre, une température supérieure à 15°C favorise le développement des micro-organismes. La température dans les bassins varie entre 25.00°C et 28.00°C qui permet le bon développement des micro-organismes.

L'augmentation de la conductivité liée avec l'augmentation des minéraux au cours de traitement. Les mesures de conductivité varient entre 2.08 ms/cm comme valeur maximale et 1.84 ms/cm comme valeur minimale elle se change avec les concentrations des composés minéraux existents dans chaque bassin.

On observe une concentration moyenne en NH_4^+ ce qui traduit par la présence des bactéries responsables de la dégradation de la matière organique.

La quantité de NH_4^+ diminuée par sa nitrification en d'autres formes sous l'action des bactéries

L'augmentation de la concentration de nitrite traduit par la présence de bactéries nitrifiantes lors de traitement par rapport leur faible quantité de l'entrée ; ensuite leur décroissance expliquée par sa conversion en NO_3^- . NO_2^- c'est une forme intermédiaire réformée rapidement dans le milieu.

La nitrification de NH_4^+ en NO_2^- est suivie par la conversion de NO_2^- en NO_3^- .

La concentration de NO_3^- est faible dans les premières étapes de traitement ; il arrive à une valeur maximale après la conversion de NO_2^- . à la fin de traitement sa concentration est diminuée à cause de leur assimilation avec la matière organique constituant la boue, ou bien leur transformation en N_2 .

Les orthophosphates constituent 50% de la totalité de phosphore des eaux usées urbaines. $P_{\text{tot}} = P_{\text{org}} + \text{PO}_4^{3-}$

Lors des analyses, on trouve une concentration forte de PO_4^{3-} égale à 12.80 mg/l ; cette valeur moyennement faible, ce qui traduit par le faible pouvoir épuratoire du procédé d'épuration à éliminer le PO_4^{3-} (l'absence des bactéries de

déphosphatation).

Tableau 13: Taux d'élimination de NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} par traitement biologique

| Paramètre de pollution | Taux d'élimination |
|---------------------------|--------------------|
| NO_2^- (mg/L) | 63,19% |
| NO_3^- (mg/L) | 63,33% |
| PO_4^{3-} (mg/L) | 56,25% |

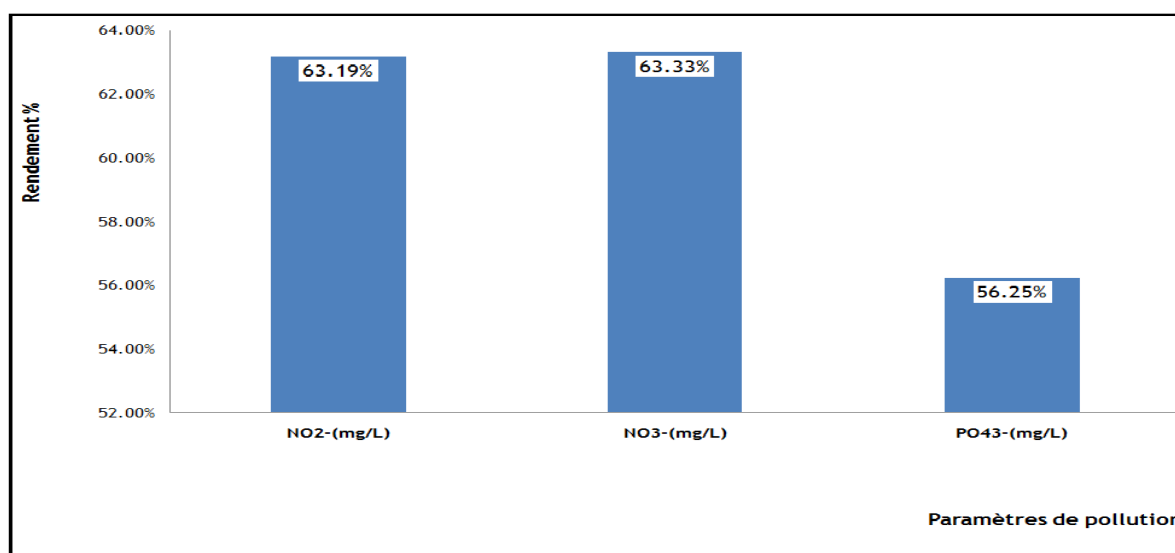


Figure 47: Rendement épuratoire du traitement biologique par lagunage naturel

IV.2.4 Traitement combiné : Physicochimique et biologique par lagunage naturel

De la même manière que le traitement physico-chimique, On prend deux prélèvements sur deux points, de chacune un flacon d'eau usée brute ; l'une avant l'entrée de premier bassin et l'autre après le troisième bassin de décantation comme le montre la Figure 48.

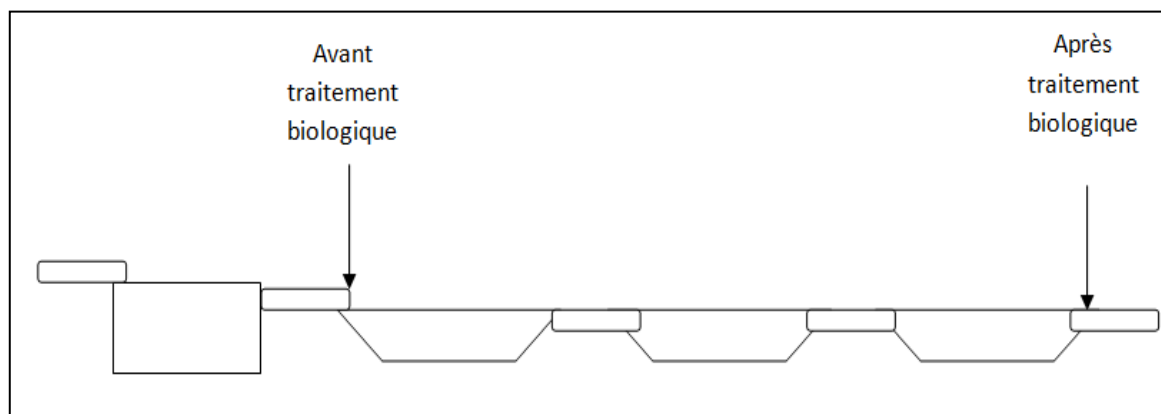


Figure48: Points d'échantillonnage du traitement combiné

Les paramètres physico-chimiques : nitrites, nitrates et orthophosphates, critères de pollution, sont analysés, en amont et en aval du traitement combiné, et leurs valeurs sont mentionnées dans le tableau 13, aussi les valeurs des analyses des nitrites, nitrates et orthophosphates du traitement biologique seul sans ajout de coagulants , sont illustrés dans ce même tableau 14.

Tableau 14 : Résultats d'analyse de NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-}

| Paramètre physicochimique | Résultats | | | | | |
|---------------------------|-----------------------------|--|--|----------------------------|--|---|
| | Amont traitement biologique | Aval traitement biologique traité avec FeCl_3 | Amont traitement biologique traité avec CaO | Aval traitement biologique | Aval traitement biologique traité avec FeCl_3 | Aval traitement biologique traité avec CaO |
| NO_2^- (mg/L) | 0.19 | 0.056 | 0.051 | 0.07 | 0.036 | 0.03 |
| NO_3^- (mg/L) | 3 | 0.85 | 0.7 | 1.1 | 0.65 | 0.6 |
| PO_4^{3-} (mg/L) | 12.5 | 3.4 | 3.1 | 5.6 | 1.7 | 1.4 |

Pour mieux voir l'efficacité du traitement combiné, nous avons calculé le rendement de ce traitement combiné et la figure 49 illustre ce rendement.

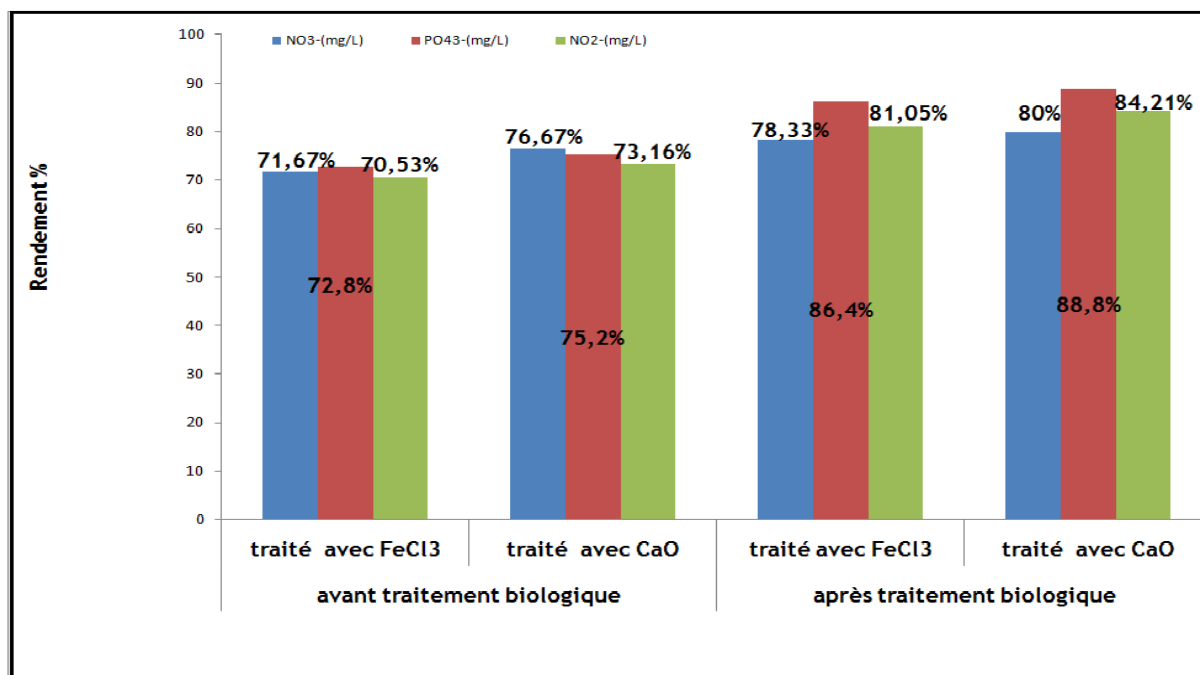


Figure49: Rendement d'épuration du traitement chimique

Au cours du traitement combiné on remarque les points suivants :

- L'élimination de NO₂⁻

Au cours de traitement physicochimique (coagulation), l'utilisation de CaO comme réactif est mieux que l'utilisation de FeCl₃ car son taux d'élimination est légèrement élevé par rapport à celui de FeCl₃.

- L'élimination de NO₃⁻

Les deux réactifs sont efficaces pour éliminer totalement cette forme de pollutions des eaux usées.

- L'élimination de PO₄³⁻

L'utilisation CaO de comme réactif est mieux que l'utilisation de FeCl₃ car le taux d'élimination est plus élevée par rapport au celle de CaO.

Traitement Physico-chimique Et Biologique Du Phosphore

Le tableau 15 donne un récapitulatif des travaux expérimentaux.

Tableau 15: Comparaison du Taux d'élimination de NO_2^- , NO_3^- et de PO_4^{3-} par traitement physicochimique, traitement biologique et combiné.

| Paramètre | Taux d'élimination% | | | | |
|---------------------------|----------------------------|-------------|-----------------------|---------------------|-------------|
| | Traitement physicochimique | | Traitement Biologique | Traitement combiné | |
| | Par FeCl_3 | Par la lime | | Par FeCl_3 | Par la lime |
| PO_4^{3-} (mg/L) | 72,8 | 75,2 | 56,25 | 86,4 | 88,8 |
| NO_3^- (mg/L) | 71,67 | 76,67 | 63,33 | 78,33 | 80 |
| NO_2^- (mg/L) | 70,53 | 73,16 | 63,19 | 86,4 | 88,8 |

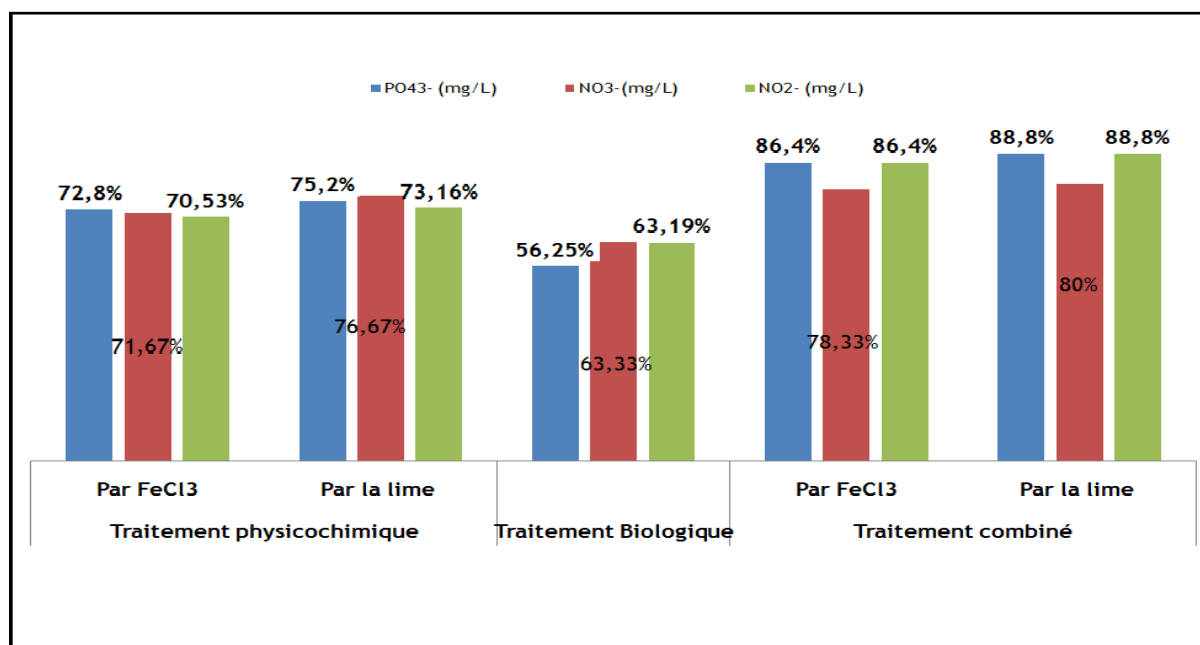


Figure 50: Rendement d'épuration des traitements physico-chimique, biologique et combiné

D'après le tableau 15 est claire que le traitement physicochimique est très efficace que le traitement biologique.

Le traitement combiné améliore l'élimination des nitrites, nitrates et les orthophosphates.

Le traitement combiné présente un bon rendement s'il on place le traitement chimique après le traitement biologique et non pas avant.

- FeCl_3 élimine 86.4 % de NO_2^- c'est on l'utilise après le traitement biologique par contre avant le traitement biologique, il élimine 72.8 % de la concentration initiale.
- CaO donne un bon rendement épuratoire de 88.88% de PO_4^{3-} c'est on l'utilise après le traitement biologique par contre avant le traitement chimique, il élimine 75.2% de la concentration initiale.

A partir des résultats trouvés lors du traitement chimique et biologique et combiné, on remarque que, de préférence, la mise en place de traitement physicochimique se fait après le traitement biologique, et cela pour augmenter le rendement d'épuration des paramètres critères de pollution d'une eau usée urbaine.

CONCLUSION

GENERALE

L'orthophosphate est un sel nutritif le plus présent en excès dans la nature, il provoque de sérieux problèmes environnementaux. L'eutrophisation se manifeste par une formation importante d'algues, ce qui conduit à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matière organique à dégrader. La décomposition des algues par les bactéries consommatrices d'oxygène engendre une diminution du taux d'oxygène dans l'eau .

Parallèlement, la matière organique morte non décomposée s'accumule dans les sédiments. Un déséquilibre se produit alors entre les eaux de surface oxygénées par aération et photosynthèse et les eaux profondes où le développement des organismes est limité.

Les eaux usées domestiques sont caractérisées par leur teneur élevée en Demande chimique en Oxygène (DCO) et matières en suspension (MES), leur concentration en azote et phosphore et par la présence de micro-organismes banaux et/ou pathogènes. Le rôle du traitement est d'éliminer ces pollutions à des niveaux plus ou moins poussés, en fonction des exigences des milieux récepteurs de ces eaux traitées .

La caractérisation physico-chimique des eaux usées, réalisée au cours d'un suivi durant un cycle a permis de constater que les eaux usées étudiées sont relativement chargées en divers polluants. Elles se caractérisent par une charge organique élevée et des teneurs en orthophosphates élevées pour le cas de la ville d'Adrar.

Les filières de traitements classiques utilisent généralement des procédés biologiques intensifs comme les boues activées et permettent l'abattement de la DCO et des MES et sous certaines conditions des autres composés indésirables (azote, phosphore, germes). En parallèle à cette filière standard, et est également capable de traiter la pollution phosphorée et azotée, et/ou bactériologique. Le principe est d'utiliser les capacités épuratrices d'un écosystème naturel pour traiter en partie les eaux usées répandues qui est le lagunage naturel et aéré se sont des procédés extensifs et, contrairement aux filières classiques, elles consomment peu d'énergie.

Ce travail mené sur deux stations d'épurations biologiques s'est déroulé en deux grandes étapes ;

- ✓ Caractérisations annuelle et durant 12 mois des paramètres essentiels de

pollution

- ✓ Suivi du traitement biologique de ces deux stations
- ✓ Incorporation du traitement physico chimique en amont et en aval de ces deux stations
- ✓ Evaluation du rendement épuratoire des différents paramètres et de la déphosphatation des eaux usées traitées

Les variations mensuelles des caractéristiques polluantes de l'eau présente une faible fluctuation dans les concentrations comme il est montré en chapitre II.

Les deux stations d'épuration appliquent un traitement biologique différent l'une de l'autre, l'une travaillant par boues activées à faible collectivité celle de Zrizer et l'autre par lagunage naturel celle pour de forte collectivité celle d'Adrar.

Il a été constaté que les eaux usées de la ville de Zrizer sont traitées partiellement et qu'un taux de 55 % en phosphore, 65% en DCO et 60% en MES. Cette eau est pompée pour être rejeté dans l'oued. Pour la lagune de la ville d'Adrar le phosphore est éliminé à 70 % pour un traitement par lagunage et sera rejeté dans les sables lointains de la ville.

Pour augmenter le rendement de la déphosphatation et réduire la teneur en phosphore dans les eaux usées rejetées aux milieux récepteurs, nous avons opté à un autre mode de traitement appelé traitement combiné qui est constitué d'un traitement biologique suivi d'un traitement physico chimique.

Nous avons travaillé d'abord un traitement physico chimique avec trois coagulants à savoir :

- ✓ Chlorure ferrique : FeCl_3 ;
- ✓ Sulfate d'aluminium : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$;
- ✓ La chaux : $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Nous avons trouvé une dose optimale meilleure avec la chaux, telle que nous avons obtenu un taux d'élimination du phosphore de 88 %, pour la DCO un taux d'épuration de plus de 92 % et les MES de 72 % de purification. Le chlorure ferrique présente aussi un très bon rendement d'épuration physico chimique, mais

nous avons opté à travailler avec la chaux à cause de la disponibilité et le facteur économique amoindri par rapport aux chlorure ferrique. La chaux est considérée comme un excellent désinfectant et purifiant des eaux usées, pour ce qui est du chlorure ferrique nous avons obtenu de très bons rendements d'élimination en phosphore, mais la chaux reste pour toujours le plus utilisés à cause de ses bas prix.

Le traitement combiné appliqué à la station par boue activée de Zrizer en aval a augmenté la déphosphatation de 55 % à 83 %.

Le rendement de déphosphatation de la station d'épuration par lagunage d'Adrar est amélioré lors de l'application du traitement combiné en aval de 75 % à 88 %.

Le traitement combiné présente un bon rendement si on place le traitement chimique après le traitement biologique et non pas avant.

Finalement l'appoint d'un traitement physico chimique à ces deux stations a démontré que la charge organique entrante dans chaque station est supérieure à la capacité et aux dimensions du bassin d'aération et des étangs de stabilisation. Ceci est du évidemment à l'augmentation de la population de chaque ville. Ce qui nous permet d'envisager un redimensionnement des deux stations d'épuration afin de diminuer le phénomène d'eutrophisation détecté dans l'oued versant directement en mer.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] N.P. Cheremisinoff, Handbook of water and wastewater treatment technologies Butterworth-Heinemann, (2002).
- [2] M. Bennouna et S. Kehal, Production de Méthane à Partir des Boues des Stations d'Épuration des Eaux Usées : Potentiel Existant en Algérie, *Rev. Energ. Ren. : Production et Valorisation - Biomasse*, (2001) 29-36.
- [3] A. Chaib, Bioépuration par lagunage naturel, *Bulletin des Energies Renouvelables*, (2004).
- [4] B. Taibi , A. Benhabib, A. Abdelhafi , Modèles de stations d'épuration des eaux usées en Algérie , Colloque international usages écologiques, économiques et sociaux de l'eau agricole en méditerranée :Quels enjeux pour quels services ?Université de Provence, Marseille, 20-21 janvier 2011.
- [5] Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants, Volume I Management and support systems, Manual of practice n°11, sixth Edition, WEF Press, (2008).
- [6] F. Edline, *L'épuration biologique des eaux*, Tec et Doc Lavoisier éd, Paris, (1993).
- [7] A. Stoddard et al, *Municipal Wastewater treatment: Evaluation improvement in national water quality*, John Wiley et sons, Inc, (2002).
- [8] H. Roques, *Fondement théoriques du traitement des eaux*, Tec et doc Lavoisier éd, Paris (1990).
- [9] E.S. Manahan, *Fundamentals of Environmental Chemistry*, Boca Raton, CRC Press LLC,(2001).
- [10] G. Martin, *L'épuration et le traitement des effluents (eau et air)*, Ed TEC et DOC (1985).
- [11] F. R. Spellman, *Hand book of water and wastewater treatment plant operations*, Lewis Publishers, Boca Raton London, (2003).
- [12] Henze M.C Wentzel., G.A. Ekama, Principles in the design of single-sludge activated sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen, and phosphorus, *Water Environment Research*, (1997), 69 (7), 1222-1231.
- [13] M.C Wentzel., G.A. Ekama, Principles in the design of single-sludge activated sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen, and phosphorus, *Water Environment Research*, (1997), 69 (7), 1222-1231.

- [14] U. Krühne, Stabilisation of Biological Phosphorus Removal from Municipal Wastewater, Ph.D. Thesis, Computer Aided Process Engineering Center Technical University of Denmark, (2000).
- [15] M.Merzouki, B N.ernet, J.P. Delgenes, R.Moletta, M.Benlemlih, Effect of operating parameters on anoxic biological phosphorus removal in anaerobic anoxic sequencing batch reactor, *Environmental Technology*, 22 (4), (2001), 397-408.
- [16] U. Wiesmann, I.S. Choi, E. M. Dombrowski, *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, (2007).
- [17] A.C. Avella Vasquez, Substances polymériques extracellulaires dans les procédés des traitements des eaux usées, Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de LORRAINE, 2010.
- [18] V.G.J.F. M. Lekke, Y.Corneau, W.K. Oldham, Biological phosphorus removal from wastewater with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors, *Environmental Technology Letters*, (1988), 9, 791-796.
- [19] S. Rybicki, Phosphorus removal from wastewater, A literature review, *Advanced wastewater treatment*, Plaza, Levlin, (1997).
- [20] A. Massé, Bioréacteur à membranes immergées pour le traitement des eaux résiduaires urbaines: Spécificité physico-chimiques du milieu biologique et colmatage, Thèse de Doctorat, INSA Toulouse, (2004).
- [21] F. Ramade, Introduction à l'écochimie à l'homme : Les substances chimiques de l'écosphère, Edition TEC et DOC, LAVOISIER, (2004).
- [22] Brett S., Guy J., Morse G. K., Lester J. N., Phosphorus removal and recovery technologies, Selper Publications (1997).
- [23] D. Mulkerrins, A.D.W. Dobson, , E. Colleran, Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters, Department of Microbiology, University College Cork, Cork, Ireland, *Environment International* (Elsevier) 249- 259, (2004).
- [24] B. Hooshyari; A. Azimi; N. Mehrdadi, Kinetic analysis of enhanced biological phosphorus removal in a hybrid integrated fixed film activated sludge process, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, Tehran University, Irann, *International Journal of*

- Environment Science and Technology Center for Environment and Energy Research and Studies (CEERS) ISSN: 1735-1472 EISSN: 1735-2630, Vol. 6, Num. 1, (2009), 149-158.
- [25] U. Krühne, Stabilisation of Biological Phosphorus Removal from Municipal Wastewater, Ph.D. Thesis, Computer Aided Process Engineering Center Technical University of Denmark, (2000).
- [26] F. Béline, M.L. Daumer, F. Guiziou, Biological aerobic treatment of piggery wastewater in France: nutrients removal efficiency and separation performances, Transactions of the ASAE, 47 (3), (2004). 857-864.
- [27] Q. M. Yang, S. K. Baido, J. Zhu, G. He, Phosphorus Transformation in Pig Slurry due to Diet and Intermittent Aeration Treatments, Biosystems Engineering, 89 (3), (2004), 355-362.
- [28] J.R. Pidre, J. Toja, E. Alonso, Biological phosphorus removal from wastewater: Influence of sludge retention time and carbon concentration, Fresenius Environmental Bulletin, 10 (2), (2001), 155-159.
- [29] M. Henze, W. Gujer, T. Mino, T. Matsuo, M.C. Wentzel, G. Marais, Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal, Water Science and Technology, (1995), 31 (2), 13-23.
- [30] M.L. Daumer, Analyse Des Transformations Du Phosphore lors Du Stockage Et Du Traitement Biologique et Physico-Chimique Des Lisiers De Porc En vue d'un recyclage, (2007).
- [31] M.D.C. L. Dasilva, Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées, Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de LORRAINE, 2008.
- [32] N. Artan, D. Orhon, " Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal", IWA, London, (2005).
- [33] G. Deronzier, J.M. Choubert, Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, Antony: Cemagref Editions, (2004),
- [34] E. Tykesson, Enhanced biological phosphorus removal, Doctoral Thesis, Department of Water and Environmental Engineering, Lund Institute of Technology, Lund University, Sweden, (2005).

- [35] G.Hanrahan, T.M. Salmassi, C. S. Khachikian, K. L. Foster, Reduced inorganic phosphorus in the natural environment: Significance, speciation and determination, Department of Chemistry & Biochemistry, California State University, Talanta, (66) (2005).
- [36] H. Helness, Doctoral Thesis, Biological phosphorus removal in a moving bed biofilm reactor , Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, September (2007).
- [37] V. Kaam, Bioreacteur à membranes immergées pour le traitement d'eaux usées domestiques. Influence des conditions de filtration et de l'hydrodynamique sur les performances du procédé, Thèse INP-Toulouse, (2005).
- [38] D. Mamais, D.Jenkins, The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal , Water Sci. Tech., 26 (56), 955-965, (1992).
- [39] M.Garzon Zuniga, A.Gonzalez Martinez, Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor , Water Sci. Tech, 34 (1-2), 293-301, (1996).
- [40] N. Ping, B. Hansjörg, L. Bing, L. Xiwu, Z. Yong, Phosphate removal from wastewater by model-La(III) zeolite adsorbents , *Department of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China*, Journal of Environmental Sciences(ScienceDirect) 670-674,(2008).
- [41] S.Rosenberger, C.Laabs, R.Lesjean, R.Gniss, G.Amy, M.Jekel, J.C.Schrotter, Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance wastewater treatment, Water Research, 40, (2006) 205-212.
- [42] A.Guivarch, Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines, Thèse de doctorat, Institut National de la Recherche Agronomique - Bordeaux, (2001).
- [43] N. Kibi, J. L. Sasseville, J. M. Martel et J. F. Blais, Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales, Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 13, n° 1, (2000), 21-38.

- [44] N. Milaude, Le traitement des eaux usées des communes à forte population estivale Eau L', l'industrie, les nuisances, N°113, (1990), 55-57.
- [45] N. Bouallala, L'expérience Algérienne En Matière D'épuration Des Eaux Usées, Science Lib Editions Mersenne, Volume 3, N °5, (2011).
- [46] M. Larpent, Gougnard, J.J Sanglier Biotechnology principes et méthodes éd Doin, (1992).
- [47] N. Kibi, J. L. Sasseville, J. M. Martel et J. F. Blais, H.Feuchtmayr, R.Moran, K.Hatton, L.Connor, T. Heyes, B.Moss, I.Harvay, & D.Atkinson, Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shalow lake mesocosms, Journal of Applied Ecology, 46, 713-723, (2009).
- [48] Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales, Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 13, n° 1, (2000), 21-38.
- [49] V. Kaam, Bioreacteur à membranes immerges pour le traitement d'eaux usées domestiques. Influence des conditions de filtration et de l'hydrodynamique sur les performances du procédé, Thèse INP-Toulouse, (2005).
- [50] D.L. Russel, Practical wastewater treatment, John Wiley & Sons, Inc., Publication, Lilburn, Georgia, 2006.
- [51] M.Garzon Zuniga, A.Gonzalez Martinez, Biological phosphate and nitrogen removal in a bioûlm sequencing batch reactor , Water Sci. Tech, 34 (1-2), 293-301, (1996).
- [52] S. Muryanto¹, and A.P.Bayuseno, Wastewater treatment for a sustainable future: Overview of phosphorus recovery Document Transcript , Office of Research and Department of Chemical Engineering, INDONESIA, Centre for Waste Management and Mechanical Engineering, Applied Mechanics and Materials Vols. 110-116 pp 2043-2048, (2012).
- [53] V.H.Smith, G.D. Tilman & J.C. Nekola, Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, Environ. Poll. (1999), 179-196.
- [54] L. Hakanson, A.C. Bryhn, Eutrophication in the Baltic Sea: Present Situation, Nutrient Transport Processes, Remedial Strategies,

- Environmental Science and Engineering Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008.
- [55] M.C. Th. Scholten, E.M. Foekema, H.P. Van Dokkum, N.H.B.M. Kaag, R.G. Jak, Eutrophication Management and Ecotoxicology, Springer Berlin Heidelberg New York, 2005.
- [56] A. Kettab, Les ressources en eau en Algérie: Stratégie, Enjeu et Visions, Desalination 136, 2001, 25-33.
- [57] M. Kessira, Gestion de l'irrigation avec les eaux non conventionnelles, Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Direction de développement agricole dans les zones arides et semi arides, Algérie, 2001.
- [58] P. Boulenger, Traitements biologiques anaérobies, (1991).
- [59] M., Harremoes P., Jansen J. La C., Arvin E., Wastewater treatment: biological and chemical processes, Springer- Verlag Berlin Heidelberg New York, ISBN: 3-540-58816-7(1995).
- [60] J. Rodier, Analyse de l'eau, 7ème édition, édition Dunod 1984.
- [61] H. Elhaite, Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale et Supérieure des Mines, Sain Etienne, 2010.
- [62] J.M. Choubert, Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées a basse température, Thèse de Doctorat, l'Universite Louis Pasteur - Strasbourg I, 2002.
- [63] A. Alighardashi, Composés pharmaceutiques et eaux usées, Thèse de Doctorat, Institut National Polytechniques, Lorraine, 2007.
- [64] M.C. Th. Scholten, E.M. Foekema, H.P. Van Dokkum, N.H.B.M. Kaag, R.G. Jak, Eutrophication Management and Ecotoxicology, Springer Berlin Heidelberg New York, 2005.
- [65] F.Cabanes, Dephosphatation des effluents : Précipitation et valorisation du phosphore, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique De Toulouse, (2006).
- [66] R. Scriban, Biotechnologie CEBEDOC, (1993).
- [67] T. Matsuo, K. Hanaki, S. Takizawa, H. Satoh, Advances in water and wastewater treatment technology Molecular Technology, Nutrient Removal, Sludge Reduction and Environmental Health, Elsevier science B.V, The Netherlands, 2001.

- [68] B. Hooshyari, A. Azimi; N. Mehrdadi, Kinetic analysis of enhanced biological phosphorus removal in a hybrid integrated fixed film activated sludge process, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, Tehran University, Iran, International Journal of Environment Science and Technology Center for Environment and Energy Research and Studies (CEERS) ISSN: 1735-1472 EISSN: 1735-2630, Vol. 6, Num. 1, (2009), 149-158.
- [69] F. R. Spellman, Hand book of water and wastewater treatment plant operations, Lewis Publishers, Boca Raton London, (2003).
- [70] E. Roberts Alley, Water Quality Control Handbook, McGraw-Hill, WEF PRESS, Second edition, USA, (2007).
- [71] N. Ping, B. HansJorg, L. Bing, L. Xiwu, Z. Yong, Phosphate removal from wastewater by model-La(III) zeolite adsorbents, Department of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China, Journal of Environmental Sciences(ScienceDirect) 670-674,(2008).
- [72] N.Laskri, Caractérisation et traitement des eaux usées urbaines de la ville de Annaba, Mémoire de Magister en Génie chimique, Université Badji Mokhtar Annaba, (2000).
- [73] A.Tilche, G.Bortone, F.Malaspina, S.Piccinini, L.Stante, Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: Results and modeling, Water sciences and Technology, 43 (3), (2001), 363-371.
- [74] K. Suzuki, Y.Tanaka, K. Kuroda, D.Hanajima, Y.Fukumoto, T.Yasuda, M.Waki, Removal and recovery of phosphorous from swine wastewater by demonstration crystallization reactor and struvite accumulation device, Bioresource Technology 98 (8), (2007),1573-1578.
- [75] Q. M.Yang, S. K.Baiddo, J.Zhu, G.He, Phosphorus Transformation in Pig Slurry due to Diet and Intermittent Aeration Treatments, Biosystems Engineering, 89 (3), (2004), 355-362.
- [76] J.R Pidre, J. Toja, E.Alonso, Biological phosphorus removal from wastewater: Influence of sludge retention time and carbon concentration, Fresenius Environmental Bulletin, 10 (2), (2001), 155-159.

- [77] S.C. de Campins, Etude d'un procédé compact de traitement biologique aérobie d'effluents laitiers, Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées, Toulouse, 2005.
- [78] SATESE Réunion, Schéma départemental de gestion des boues d'épuration de la Réunion, Conseil Général, (2001).
- [79] Z.G Ji, Hydrodynamics And Water Quality Modeling Rivers (Lakes, And Estuaries), John Wiley & Sons, Inc., Publication, 2007.
- [80] E. B. Welch, J. M. Jacoby, Pollutant Effects in Freshwater, Applied limnology, Spon Press, LONDON and NEW YORK, 2004.
- [81] B. L. Turner, E. Frossard, D.S. Baldwin, Organic Phosphorus in the Environment, CABI Publishing, London, UK, (2005).