



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

École Nationale Polytechnique

Département Hydraulique

Laboratoire de Recherches en Sciences de l'Eau

Thèse de Doctorat (LMD) en Hydraulique

Caractérisation et étude de la possibilité de réutilisation des eaux épurées dans l'irrigation

Mme Bouanani Hanane

Sous la direction de M Ahmed Kettab Professeur

Présentée et soutenue le (27/02/2021)

Composition du Jury

Président	Mme. Saâdia Benmamar	Professeur	ENP
Rapporteur	M. Ahmed Kettab	Professeur	ENP
Examineur	M. Amar Selatnia	Professeur	ENP
Examineur	M. Khaled Benrachdi	Professeur	Université de Boumerdes
Examineur	M. Hakim Lounici	Professeur	Université de Bouira
Invitée	Mme. Nabila Bensacia	MCA	Université de Blida
Invité	M. Salim Benziada	MAA	ENP



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

École Nationale Polytechnique

Département Hydraulique

Laboratoire de Recherches en Sciences de l'Eau

Thèse de Doctorat (LMD) en Hydraulique

Caractérisation et étude de la possibilité de réutilisation des eaux épurées dans l'irrigation

Mme Bouanani Hanane

Sous la direction de M Ahmed Kettab Professeur

Présentée et soutenue le (27/02/2021)

Composition du Jury

Président	Mme. Saâdia Benmamar	Professeur	ENP
Rapporteur	M. Ahmed Kettab	Professeur	ENP
Examineur	M. Amar Selatnia	Professeur	ENP
Examineur	M. Khaled Benrachdi	Professeur	Université de Boumerdes
Examineur	M. Hakim Lounici	Professeur	Université de Bouira
Invitée	Mme. Nabila Bensacia	MCA	Université de Blida
Invité	M. Salim Benziada	MAA	ENP

ملخص

أحد المجالات الرئيسية للتركيز العلمي في البلدان الجافة هو تحسين معالجة مياه الصرف الصحي والتقييم النوعي للمنتجات الثانوية الناتجة من أجل الاستفادة من ميزات المائيّة والزراعية دون تعريض البيئة المستقبلية للخطر. الهدف الرئيسي من هذه الدراسة هو توصيف مياه الصرف الصحي قبل وبعد المعالجة في ثلاثة محطات مختلفة تقع في شمال الجزائر من أجل تقييم أداء المعالجة وإمكانية إعادة الاستخدام الزراعي من خلال التشخيص الدقيق لإمكانية التسميد وخطر التلوث. المنتجات الثانوية التي تم أخذها بعين الاعتبار في هذه الدراسة هي المياه المعالجة والحماة المجففة ميكانيكياً الناتجة عن المعالجة البيولوجية النشطة. تم إنشاء التشخيص على قاعدة بيانات للسجلات المخبرية من 2015 إلى 2018 من خلال أخذ الإرشادات الدولية كمرجع للتقييم. تبين أن المنتجات الثانوية التي تم تحليلها تمثل مورداً كبيراً لعناصر التسميد الرئيسية التي يمكنها في الغالب تلبية الاحتياجات الغذائية للعديد من الأنماط الشجرية. ومع ذلك، قبل الري أو التسميد، يجب مراقبة كميات العناصر الغذائية وكذلك العناصر النزرّة بانتظام في التربة ووجود الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض، وخاصة *Escherichia Coli*. يجب القضاء عليها بشكل حتمي. إلى جانب ذلك، يمكن تعديل نسيج الحماة (مؤشر موهلمان) من خلال كميات الأكسجين في خزان التهوية. يعتمد استهلاك الطاقة أيضاً بشكل كبير على تعديل هذه المعلمة للاحتياجات الدقيقة للنفايات السائلة. وبالتالي، يوصى بمزيج من هذين الخيارين لتحسين كفاءة تكلفة المعالجة والتثمين.

الكلمات الدالة: مياه الصرف الصحي، الحماة، المعالجة، الأداء، التشخيص، التثمين، بجاية، بومرداس

Abstract

One of the main areas of scientific focus in dry countries is the optimization of wastewater treatment and the qualitative assessment of the resulting by-products in order to take advantage of their hydric and agronomic features without endangering the receptive environment and by extension the consuming species. The main aim of this research is the characterization of wastewater before and after treatment in three different plants located in Northern Algeria in order to assess the treatment performance and the possibility of agricultural reuse through a meticulous diagnosis of the fertilizing potential and the contamination risk. The origin of wastewater is mainly domestic. The by-products that have been taken into account in this study are treated water and the mechanically dehydrated sludge resulting from the activated biological treatment. The diagnosis has been established on a database of laboratory records going from 2015 to 2018 by taking international guidelines as a reference for evaluation. The analyzed by-products turned out to represent a great resource of major fertilizing elements that can mostly satisfy the nutritive needs of many arboreal species. However, before irrigation or manuring, the amounts of nutritive as well as trace elements have to be regularly monitored in the soil and the presence of pathogen microorganisms, mainly *Escherichia Coli*, has to be imperatively eradicated. Besides, the texture of sludge (Mohlman indicator) can be adjusted through the oxygen amounts in the aeration tank through a linear function. The energy consumption also depends strongly on the adjustment of this parameter to the accurate needs of the effluents. Consequently, a combination of these two optima is recommended to optimize the treatment cost-efficiency and the resulting sludge.

Keywords : wastewater, sludge, treatment, performance, diagnosis, valorization, Bejaia, Bumerdes

Résumé

L'un des principaux domaines d'intérêt scientifique dans les pays arides et semi-arides est l'optimisation du traitement des eaux usées et l'évaluation qualitative des sous-produits résultants afin de tirer parti de leurs caractéristiques hydriques et agronomiques sans mettre en danger l'environnement réceptif et par extension les espèces consommatrices. L'objectif principal de cette recherche est la caractérisation des eaux usées avant et après traitement dans trois stations d'épuration situées dans le nord de l'Algérie afin d'évaluer les performances de traitement et la possibilité de réutilisation agricole à travers un diagnostic minutieux du potentiel fertilisant et du risque de contamination. L'origine des eaux usées est principalement domestique. Les sous-produits pris en compte dans cette étude sont l'eau traitée et les boues déshydratées mécaniquement issues du traitement biologique activé. Le diagnostic a été établi sur une base de données de dossiers de laboratoire allant de 2015 à 2018 en prenant les recommandations internationales comme référence pour l'évaluation. Les sous-produits analysés se sont avérés représenter une grande ressource d'éléments fertilisants majeurs qui peuvent principalement satisfaire les besoins nutritifs de nombreuses espèces arboricoles. Cependant, avant irrigation ou épandage, les quantités d'éléments nutritifs et d'oligo-éléments doivent être régulièrement contrôlées dans le sol et la présence de micro-organismes pathogènes, principalement *Escherichia Coli*, doit être impérativement éradiqué. En outre, la texture des boues (indicateur Mohlman) peut être ajustée à travers les quantités d'oxygène dans le réservoir d'aération grâce à une fonction linéaire. La consommation d'énergie dépend également fortement de l'ajustement de ce paramètre aux besoins précis des effluents. Par conséquent, une combinaison de ces deux optima est recommandée pour optimiser la rentabilité du traitement et les boues résultantes.

Mots-clés : eaux usées, boues, traitement, performance, diagnostic, valorisation, Bejaia, Boumerdes

Remerciements

Avant d'adresser ma gratitude à l'aide humaine que j'ai eu la chance de recevoir, je me dois de remercier l'aide divine qui a créé en moi une force motrice me permettant de dépasser les difficultés rencontrées et aller de l'avant.

*Dans le cadre de ce travail, j'ai eu l'opportunité d'être encadrée par le **Professeur Ahmed Kettab** que je remercie vivement pour son support et orientation ainsi que les leçons qu'il m'a inculquées sur le plan académique et relationnel et qui me seront toujours d'une énorme utilité.*

J'adresse également mes plus chaleureux remerciements :

*À **Pr. Saida Benmaamar** qui n'a cessé de nous faire généreusement part de son soutien, support et assistance.*

*À **Pr. Benrachdi, Pr. Lounici et Pr. Slatnia** qui m'ont fait l'honneur d'examiner mon travail pendant cette période sanitaire très délicate et particulièrement à **Mme. Bensacia** qui m'a généreusement guidée durant la préparation de ce travail.*

*À **Mr. Nakib et Mr. Benziada** pour leur précieuse contribution à mon parcours dans les domaines du traitement des eaux usées et de l'hydraulique agricole.*

*À Mon camarade **Dr. Youcef Djillali** qui n'a cessé d'être un élément coopératif et généreux durant toute la période de préparation de cette thèse.*

*À **Pr. Bermad**, chef du département hydraulique pour son assistance durant toutes ces années.*

*Je dédicace pareillement ma vive reconnaissance aux membres de l'**office National de l'assainissement** sans lesquels la matière première de ce travail n'aurait pu être récoltée ainsi qu'aux membres du **laboratoire CNEREE de l'université Cadi Ayyad** de Marrakech que j'ai eu la chance de rencontrer durant ma période de stage: sa présidente **Pr. Laila Mandi** pour son généreux accueil ;**Dr. Abdessamad Hajjaj** pour son assistance et prise en charge exemplaires ; **Dr. Faissal Aziz et Pr. Naaila Ouazzani** pour leur précieuse orientation ainsi les doctorants qui nous nous ont parfaitement accompagnés avec altruisme, professionnalisme et dévouement exemplaires : **Amina Lisaneddine, Marwa Kafi et Houssam** ;*

*Enfin, dernière cible mais non des moindres, dans le cadre du projet **IRRIGATIO-ERRANETMED**, je remercie sincèrement son Coordinateur **Pr. Massimo Del Bubba** ainsi que les partenaires dirigeants : **Pr. Maria C Bruzzoniti** ; **Pr. Naaila Ouazzani, Dr. Nesrine Boujelben, Pr. Emad Al-Karablieh, Pr. Laila Mandi** pour leur déploiement et efforts consentis pour réussir ce projet.*

Dédicaces

Je dédie ce travail à certaines personnes qui me sont particulièrement chères :

Maman, Mamani et Tata Kima

Kouka et Tiziri

Tonton Farid, Karim et Malek

Amélia, Amir, Imene, Islem et Mehdi

et à la mémoire de tonton Redha

Honey, Meriouma et Panchali

Fati, Ghiles et Guellil

Hayat, Insaf, Nawel et Taklit

Nes, Aki et Kaissa

*Aux belles âmes : Djazia, Fares, Hassan et Nihed, mon
enseignant Mohamed et à la mémoire du défunt Sifou.*

TABLE DES MATIERES

Liste des Tableaux

Liste des Figures

Liste des abréviations

Introduction Générale

Page 15

Partie 1 : Partie Théorique

Chapitre 1.1 : Caractérisation des Eaux Usées

1.1.1. Introduction

Page 18

1.1.2. Généralités sur la Pollution des Eaux

Page 18

1.1.2.1. Quelques chiffres indicateurs de la situation de l'or bleu dans le monde

Page 18

1.1.2.2. Définition de la pollution des eaux

Page 19

1.1.2.3. Aperçu historique

Page 19

1.1.3. Origine de la pollution

Page 20

1.1.3.1. Les eaux usées domestiques

Page 21

1.1.3.2. Eaux usées industrielles

Page 21

1.1.3.3. Eaux de ruissellement pluvial et agricole

Page 22

1.1.4. Evaluation de la pollution

Page 22

1.1.4.1. Evaluation Quantitative de la pollution

Page 23

1.1.4.2. Evaluation Qualitative de la pollution

Page 23

1.1.5. Impacts de la pollution des eaux

Page 38

1.1.5.1. Impact environnemental

Page 38

1.1.5.2. Impact sanitaire

Page 39

TABLE DES MATIERES

1.1.6. Conclusion Page 39

Chapitre 1.2 : Gestion des Eaux Usées et des Sous-Produits du traitement

1.2.1. Introduction Page 41

1.2.2. Collecte des eaux usées Page 41

1.2.3. Traitement des eaux usées Page 43

1.2.3.1. Prétraitement Page 43

1.2.3.2. Traitement primaire Page 44

1.2.3.3. Traitement Biologique Page 44

1.2.3.4. Traitement tertiaire Page 51

1.2.3.5. Traitement quaternaire Page 51

1.2.4. Gestion des sous-produits d'épuration Page 52

1.2.4.1. Refus de dégrillage Page 52

1.2.4.2. Les sables Page 52

1.2.4.3. Les déchets graisseux Page 53

1.2.4.4. Les boues d'épuration Page 53

1.2.5. Conclusion Page 55

Chapitre 1.3 : Devenir des Sous-Produits

1.3.1. Introduction Page 57

1.3.2. Devenir des eaux usées épurées Page 57

1.3.2.1. Cadre réglementaire du rejet dans le milieu naturel Page 58

1.3.2.2. Valorisation agricole Page 59

TABLE DES MATIERES

1.3.3. Devenir des sous-produits de l'épuration	Page 64
1.3.3.1. Refus de dégrillage	Page 64
1.3.3.2. Sables	Page 64
1.3.3.3. Graisses	Page 64
1.3.3.4. Les Boues d'épuration	Page 64
1.3.4. Conclusion	Page 67

Partie 2 : Partie Expérimentale

Chapitre 2.1 : Méthodologie et Approche d'Etude

2.1.1. Introduction	Page 70
2.1.2. Caractéristiques des stations d'épuration choisies	Page 70
2.1.2.1. Présentation géographique et climatique des zones d'étude	Page 70
2.1.2.2. Présentation technique des STEP	Page 71
2.1.3. Méthodes analytiques de mesure	Page 74
2.1.3.1. Paramètres hydriques	Page 74
2.1.3.2. Paramètres énergétiques	Page 74
2.1.3.3. Paramètres qualitatifs	Page 74
2.1.4. Approche synthétique	Page 78
2.1.5. Conclusion	Page 79

Chapitre 2.2 : Exploration et Interprétation des Résultats

2.2.1. Introduction	Page 81
2.2.2. Caractérisation des effluents	Page 81

TABLE DES MATIERES

2.2.2.1. Caractérisation Quantitative	Page 81
2.2.2.2. Caractérisation qualitative	Page 83
2.2.3. Bilan de la performance épuratoire	Page 87
2.2.3.1. Eradication de la charge polluante	Page 87
2.2.3.2. Bilan énergétique	Page 89
2.2.4. Sous-produits de l'épuration	Page 91
2.2.4.1. Admissibilité de la pollution	Page 91
2.2.4.2. Attraits agricoles des sous-produits d'épuration	Page 96
2.2.5. Conclusion	Page 107
Recommandations et Conclusions	Page 108
Bibliographie	Page 112
Annexes	Page 119

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1.1. Ordre de grandeur des concentrations des eaux usées domestiques	Page 21
Tableau 1.1.2. Composition moyenne d'une eau usée domestique	Page 21
Tableau 1.1.3. Pollution prédominante dans les différentes sources d'eau industrielle	Page 22
Tableau 1.1.4. Les valeurs des paramètres de pollution estimables pour un E.H	Page 23
Tableau 1.1.5. Champs de classification des polluants dans une eau	Page 23
Tableau 1.1.6. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres physico-chimiques	Page 27
Tableau 1.1.7. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres de pollution particulaire	Page 28
Tableau 1.1.8. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres de pollution organique	Page 29
Tableau 1.1.9. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres azotés	Page 30
Tableau 1.1.10. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres phosphorés	Page 31
Tableau 1.1.11. Origine industrielle des différents éléments trace métalliques	Page 31
Tableau 1.1.12. Méthodes de mesure et limites de rejet des hydrocarbures	Page 32
Tableau 1.1.13. Familles principales des polluants émergents	Page 33
Tableau 1.1.14. Bactéries pathogènes dans les eaux usées	Page 34
Tableau 1.1.15. Virus dans les eaux usées	Page 35
Tableau 1.1.16. Parasites dans les eaux usées (OMS)	Page 36
Tableau 1.1.17. Effets immédiats des polluants sur le milieu récepteur	Page 38
Tableau 1.1.18. Effets différés et cumulatifs des polluants sur le milieu récepteur	Page 38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.2.1. Comparaison entre les deux types d'assainissement	Page 42
Tableau 1.2.2. Influence de la charge massique sur le processus des boues activées.	Page 47
Tableau 1.2.3. Coefficients a' et b' en fonction de la charge massique.	Page 47
Tableau 1.2.4. Comparaison entre les différents procédés intensifs	Page 48
Tableau 1.2.5. Comparaison entre les différents procédés extensifs	Page 50
Tableau 1.3.1. Groupes et Listes de Cultures irrigables par les EUT (MRE)	Page 59
Tableau 1.3.2. Normes de REUT pour les paramètres microbiologiques (MRE)	Page 60
Tableau 1.3.3. Normes de REUT pour les paramètres Physico-chimiques (MRE)	Page 61
Tableau 1.3.4. Capacité d'accumulation des ETM par les espèces végétales	Page 62
Tableau 1.3.5. Temps de survie des microorganismes pathogènes en jours	Page 62
Tableau 1.3.6. Tolérance à la conductivité par groupe de culture (FAO)	Page 63
Tableau 1.3.7. Valeurs limites des ETM dans les boues d'épandage	Page 67
Tableau 2.1.1. Capacités nominales des STEP étudiées	Page 71
Tableau 2.1.2. Descriptif interne des STEP étudiées.	Page 71
Tableau 2.1.3. Concentrations équivalentes des solutions mères de Na ⁺ , k ⁺ , Ca ²⁺	Page 75
Tableau 2.1.4. Méthodes et fréquences de mesure des analyses effectuées	Page 77
Tableau 2.2.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes étudiées.	Page 84
Tableau 2.2.2. Ratios qualitatifs des eaux brutes des STEP étudiées.	Page 85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.2.3. Besoins en O ₂ des STEP étudiées.	Page 90
Tableau 2.2.4. Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux traitées.	Page 91
Tableau 2.2.5. Pourcentages des ETM dans les boues (ppm/MS).	Page 95
Tableau 2.2.6. Apports nutritifs des EUT en kg/ha	Page 98
Tableau 2.2.7. Caractéristiques des boues des stations étudiées.	Page 103
Tableau 2.2.8. Apports nutritifs des boues aux cultures arboricoles.	Page 105

LISTE DES FIGURES

Première Partie : Partie Théorique

Figure 1.3.1. Pourcentage de réutilisation agricole des EUT dans la région MENA Page 57

Deuxième partie : Partie Expérimentale

Figure 2.2.1. Taux d'exploitation des STEP étudiées Page 81

Figure 2.2.2. Taux de dilution des STEP étudiées Page 83

Figure 2.2.3. Taux d'élimination des polluants Page 87

Figure 2.2.4. Ratios d'efficacité énergétique Page 89

Figure 2.2.5. Localisation des eaux traitées sur le diagramme de richards Page 93

Figure 2.2.6. Volumes annuels en EUT des STEP étudiées. Page 96

Figure 2.2.7. Surfaces d'irrigation potentielles par les EUT à 5000 m³/ha/an Page 97

Figure 2.2.8. Surfaces d'irrigation potentielles par les EUT des STEP étudiées. Page 97

Figure 2.2.9. Apport nutritif des EUT de SAL aux différentes espèces arboricoles Page 99

Figure 2.2.10. Apport nutritif des EUT de SET aux différentes espèces arboricoles Page 99

Figure 2.2.11. Apport nutritif des EUT de BM aux différentes espèces arboricoles Page 100

Figure 2.2.12. Apport nutritif des EUT aux maraichages Page 101

Figure 2.2.13. Evolution de l'indice de Mohlman en fonction de [O₂] dans le bassin biologique Page 104

Liste des Abréviations

ADE : Algérienne Des Eaux
ADN : Acide désoxyribonucléique
AFNOR : Association Française de Normalisation
BEA : Bile Esculin Agar
BM : Boumerdes
CE : Conductivité électrique
Cm : Charge massique
COT : Carbone organique total
DBO : demande biologique en Oxygène
DCO : demande chimique en Oxygène
EH : Equivalent habitant
EMB : Eosin methylene blue
ETM : Elément trace métallique
EU : Eaux usées
EUT : Eaux usées traitées
FAO: Food and Agriculture Organization
FDIS: Final Draft for International Standard
FNDAE : Fond national pour le développement des adductions d'eau
IANOR : Institut Algérien de normalisation
IM : Indice de Mohlmann
ISO : International Organization for Standardization
MES : Matières en suspension
MM : Matières minérales
MS : Matière sèche
MVS : Matières volatiles en suspension
NA : Norme algérienne (IANOR)
NEN : Nederlandse Norm
NF: Norme française
NT: Azote total
NTK: Azote Kjeldhal
OD : Oxygène dissous
OMS : Organisation mondiale de la santé
ONA : L'Office National de l'Assainissement
pH : Potentiel d'Hydrogène
ppm : Partie par million
PT : Phosphore total
REUE : Réutilisation des Eaux usées épurées
SAL: Sidi Ali Lebhar
SEAAL : Société des Eaux et de l'Assainissement Algérie
SET: Souk El Tenine
STEP : Station d'épuration des eaux usées
UNESCO: United Nations Education, Science and Culture Organization
UNICEF: United Nations International Children's Emergency Fund

Introduction Générale

La gestion des ressources en eau devient actuellement un défi majeur dans le monde entier car les autorités des pays en situation de stress hydrique ont du mal à fournir les quantités minimales requises pour les générations à venir. Les rapports "retrait/approvisionnement" augmentent continuellement dans les régions où les scénarios de gestion les plus optimistes prédisent de graves fléaux hydriques.

En Algérie, malgré les progrès importants depuis le début des années 2000 pour améliorer l'accessibilité et la qualité de l'eau, les potentialités actuelles doivent encore être réévaluées afin d'assurer un approvisionnement durable. Sinon, des épisodes critiques seraient hautement prévisibles (Kettab, 2001).

Les ressources en eau non conventionnelles deviennent une alternative inévitable, qui doit être explorée et puisque les eaux usées traitées représentent la catégorie la plus courante et la plus importante parmi les ressources en eau non conventionnelles, le rejet de ces eaux directement dans la nature sans évaluer leur rentabilité hydrique et agronomique serait un pas vers le gaspillage des ressources (Barbe et al, 2018).

Par conséquent, ce travail de recherche se concentre tout d'abord, en se basant sur les méthodes analytiques conventionnelles et certifiées, sur la caractérisation des eaux usées et de leurs sous-produits de traitement, qui sont principalement les eaux traitées et les boues déshydratées.

L'exploration de ces résultats ainsi que d'autres données du processus de traitement permet ensuite de déterminer les facteurs optimaux qui conduisent aux plus faibles risques sanitaires pour les consommateurs et les milieux récepteurs en s'alignant aux normes conventionnelles listées par les organismes nationaux (MRE) et internationaux (OMS et FAO).

Parallèlement à l'évaluation du risque, une estimation des apports hydriques et de l'amendement fertilisant est aussi déduite de la synthèse des résultats obtenus. En outre, une vision suggestive d'optimisation y est apportée. Cette partie sert particulièrement à avoir une perspective claire sur la rentabilité économique avant d'entamer une éventuelle campagne concrète de réutilisation agricole des sous-produits de l'épuration.

Partie 1

Partie théorique

Chapitre 1.1

Caractérisation des Eaux Usées

*Composantes principales et démarches analytiques pour
l'estimation quantitative et qualitative de la pollution d'une eau...*

1.1.1. Introduction

En chimie, l'eau est une molécule composée de deux atomes d'Hydrogène et un atome d'Oxygène. Cette molécule représente l'essence de toute vie sur terre. L'humain utilise l'eau pour satisfaire la majorité de ses besoins mais ne peut utiliser aucune autre ressource pour recréer son besoin le plus vital qui est l'eau et qui représente en effet 75% de son corps.

Dans la nature, l'eau n'existe habituellement que sous forme alliée à d'autres composantes comme les sels minéraux et oligoéléments dont toutes les espèces vitales ont besoin. La composition diffère d'une ressource à une autre.

Deux principales catégories de ressources en eaux peuvent être distinguées (Kettab, 2001) :

Les ressources conventionnelles ou l'eau se retrouve stockée (par voie naturelle ou artificielle) à un état ne nécessitant pas un traitement spécifique avant adduction à l'exception des étapes d'un traitement conventionnel dans le cas d'une distribution d'eau potable. On retrouve ce type des ressources dans les eaux superficielles, retenues des barrages, lacs collinaires et nappes d'eaux souterraines (phréatiques et profondes). Ces eaux ne sont pas censées présenter un danger ou toxicité sauf si elles ont été accidentellement affectées par un accident introduisant des corps étrangers et toxiques à leur composition.

D'autre part, il y a les ressources non-conventionnelles ou l'eau ayant une charge polluante induite (déchets humains et industriels) ou naturelle (forte teneur en saumure) a été artificiellement recyclée afin de se rapprocher le plus possible de la composition des eaux conventionnelles. Les exemples les plus courants sont : les eaux usées traitées, eaux saumâtres dessalées et eaux de recharge artificielle des nappes.

1.1.2. Généralités sur la Pollution des Eaux

1.1.2.1. Quelques chiffres indicateurs de la situation de l'or bleu dans le monde

L'eau, ressource indispensable à la vie, n'est malheureusement pas à la disposition de tout le monde. La consommation reste en augmentation continue, notamment pour les pays se basant sur l'agriculture comme pilier économique. L'Afrique du Nord est l'une des zones les plus touchées par le stress Hydrique.

Près de 844 millions d'habitants, soit 11% de la population mondiale n'ont toujours pas accès à de l'eau potable. Il est vrai que ce chiffre est moins alarmant que les 19% constatés en 2000 mais le chemin à faire reste encore long. Parallèlement, près de la moitié de l'approvisionnement mondial en eau provient de la surexploitation des aquifères souterrains provoquant ainsi des glissements de terrain, l'intrusion saumâtre et l'élévation du niveau de mer (Kettab et al, 2008). L'Inde, à côté des pays du nord-est de l'Afrique, reste le meilleur exemple en possédant environ une vingtaine de millions de puits (Cf. Annexes I et II).

Si le monde ne suit pas une voie de gestion rationnelle et durable de la ressource, le monde fera face à un déficit de 40% en 2030 selon le rapport de l'ONU en 2015 (Barbe et al, 2018).

Bien que des progrès remarquables soient atteints partout dans le monde, l'Afrique reste le continent le moins chanceux étant encore loin des objectifs ciblés (Cf. annexes III et IV).

L'Afrique évolue d'une manière relativement lente dans le domaine de l'eau. Le taux de réduction de la ration de la population privée d'eau n'est toujours pas satisfaisant. La gestion reste aléatoire, la population est très peu sensibilisée à l'importance de la contribution à la préservation de la ressource. Entre pollution, gaspillage, incohérence dans la répartition, le capital hydrique africain risque de chuter considérablement dans les prochaines décennies (Kettab et al, 2008). L'Algérie est l'un des pays ayant un besoin alarmant en matière de projection et d'efficience dans la gestion des ressources en eau.

La situation actuelle en Algérie, se caractérise par un déséquilibre entre besoins et disponibilité : Les pollutions des nappes et des ressources superficielles par les rejets domestiques, industriels et agricoles dépassent de loin les capacités de traitement des systèmes d'épuration (Taibi et al, 2011). Ces dégradations réduisent les volumes d'eau susceptibles d'être utilisés. L'Algérie considère actuellement la résolution des problèmes de la pollution des eaux comme l'une de ses priorités et un défi majeur à relever surtout en matière d'assainissement (Kettab et al, 2017).

1.1.2.2. Définition de la pollution des eaux

L'eau est dite polluée, quand certaines composantes altèrent sa qualité et présentent un risque de contamination immédiat ou différé sur l'être vivant ou l'environnement adjacent par différents types de contact : consommation humaine ou animale, rinçage, lavage, baignade, arrosage, irrigation...etc. La gravité de la contamination repose sur plusieurs facteurs comme : la nature et la concentration des polluants, le temps de contact, la durée de présence des polluants dans l'eau, l'interaction entre différents polluants, la sensibilité du milieu ou l'être vivant récepteurs, les conditions climatiques et bien d'autres facteurs dont certains sont encore méconnus.

La pollution des eaux est inévitable à cause des déchets notamment liés aux activités humaines indispensables à son alimentation, hygiène...etc. Ce type de pollution "localisée" est récolté de nos jours afin d'être géré plus ou moins en totalité. Cependant, quand la pollution est accidentelle et ne peut être gérée, nous faisons face à une pollution "diffuse" dont les conséquences sont majoritairement irréversibles (Adler, 2005).

1.1.2.3. Aperçu historique

Les scientifiques se sont toujours intéressés aux origines de la pollution des eaux dont l'aspect initial est olfactif via l'altération de la couleur, de l'odeur...etc. Les techniques d'évaluation de la qualité des eaux se sont développées aux cours des siècles avec l'évolution de la technologie. La découverte continue de nouvelles composantes résiduelles dans l'eau usée ne cesse d'être le centre de réflexion des recherches sur l'environnement aquatique.

La création des techniques de lutte contre la pollution des eaux remonte également à très longtemps. Il existe plusieurs ouvrages historiques appuyant cette théorie : des égouts d'évacuation des eaux sanitaires dans les ruines des cités préhistoriques de Crète dans les cités antiques d'Assyrie, le « Cloaca Maxima » à l'embouchure du Tibre (Cf. Annexe V) construit par les romains pour évacuer les eaux usées et pluviales et bien plus d'autres ouvrages ayant pour but d'assainir les eaux des collectivités d'antan (Adler, 2005). Vers

la fin du Moyen Âge, les celliers privés souterrains et plus tard les fosses de décantation se sont développés en Europe. Lorsque ces conteneurs étaient pleins, les responsables de l'assainissement évacuaient les dépôts aux frais du propriétaire. Les déchets étaient utilisés comme fertilisants sur les champs avoisinants ou déversés dans les cours d'eau ou sur des terres inoccupées.

Quelques siècles plus tard, on assiste à nouveau à la construction de déversoirs d'orage, le plus souvent sous la forme de conduites ouvertes ou de caniveaux dans les rues. Initialement, il était interdit de déposer quelque déchet que ce fût dans ces égouts, mais, vers le XIXe siècle, on s'est rendu compte que la santé publique pouvait être améliorée si l'on évacuait dans les déversoirs d'orage les ordures domestiques pour que celles-ci soient éliminées rapidement ; entre 1859 et 1865, un système de ce type a été mis au point par Joseph Bazalgette pour détourner les eaux pluviales et les déchets en aval de la Tamise à Londres. Le développement des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau et de la plomberie domestique a permis l'apparition des toilettes à chasse d'eau et des systèmes modernes d'évacuation. En dépit des critiques émises, selon lesquelles les systèmes d'évacuation des eaux sanitaires gaspillaient les ressources, représentaient des risques pour la santé et étaient onéreux, de nombreuses villes s'en sont équipées (Adler, 2005), (Bechac et al, 1984).

Au début du XXe siècle, quelques villes et industries ont commencé à s'apercevoir que le déversement direct des égouts dans les cours d'eau était néfaste ; cela a conduit à la construction d'installations de traitement des eaux usées. C'est à peu près à cette époque que la fosse septique a été introduite comme moyen de traitement des eaux domestiques rejetées par les ménages, tant dans les zones suburbaines que rurales. Dans les travaux publics de traitement des eaux usées, on a d'abord eu recours à la technique du filtre percolateur puis, entre les années 1920 et 1930, les procédés par boues activées se sont développés et ont commencé à être utilisés dans de nombreuses villes. Depuis les années 1970, un stade plus poussé du traitement chimique, par chloration essentiellement, s'est généralisé dans le monde industriel et urbain (Bechac et al, 1984).

De nos jours, il existe des techniques bien plus sophistiquées, présentes dans quelques stations d'épurations dans les pays développés. Elles garantissent une élimination totale de la pollution microbiologique par désinfection UV (sans avoir recours au chlore) ainsi qu'un abattement des polluants émergents et résidus pharmaceutiques par : osmose inverse, adsorption sur charbon actif...etc. Avec l'évolution de l'industrie et de la sophistication continue des besoins de l'homme actuel, les eaux ne peuvent s'empêcher d'être menacées par de nouvelles substances inventées. Par conséquent, La recherche continue des substances pouvant nuire à court ou à long terme à l'homme ou à son environnement, devient impérative.

1.1.3. Origine de la pollution

La première source polluante des eaux est bien évidemment l'homme à travers ses activités domestiques, agricoles, industrielles, touristiques...etc. afin de subvenir à ses besoins continuels.

Les eaux usées peuvent donc être catégorisées selon leur provenance afin de mieux évaluer le type et la nature des composantes polluantes qui s'y trouvent.

1.1.3.1. Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques essentiels aux besoins hygiéniques et alimentaires de l'homme. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique issue du métabolisme humain. Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, etc. et en eaux "vannes", s'agissant des rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux. Les tableaux 1.1.1 et 1.1.2 exposent les concentrations et les fractions des différents polluants dans les eaux usées domestiques.

Tableau 1.1.1. Ordre de grandeur des concentrations des eaux usées domestiques (Adler, 2005)

Paramètre	Echelle	moyenne RFU – France	Production Journalière g/j. Eq. Hab	Fraction Décantable %
MES	100 à 400 mg/l	250 mg/l	130	50 à 60
MVS	120 à 400 mg/l	-	100	-
DBO5	150 à 500 mgO ₂ /l	300 mgO ₂ /l	80	25 à 30
DCO	300 à 1000 mgO ₂ /l	700 mg O ₂ /l	200	30
COT	100 à 300	-	40	30
NTK	30 à 100 mg N/l	80 mg N/l	-	<10
N-NH₄⁺	20 à 80 mg N/l	60 mg N/l	-	0
N-NO₃⁻	< 1 mg N/l	0 mg N/l	-	0
PT	5 à 25 mg P/l	10 mg P/l	5	10
pH	7 à 8	-	-	-

Tableau 1.1.2. Composition moyenne d'une eau usée domestique (Adler, 2005)

Origine	Volume (%)	DBO (%)	MES (%)	Charge bactérienne (%)
Eaux vannes	20	30	55	95
Cuisine	15	25	10	0
lessive & vaisselle	35	30	25	1
Bain	30	15	10	4

1.1.3.2. Eaux usées industrielles

Leur composition diffère largement des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées et phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures. Le tableau 1.1.3 résume les caractéristiques principales des eaux issues des différents types d'industries.

Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution.

Tableau 1.1.3. Pollution prédominante dans les différentes sources d'eau industrielle (Adler, 2005)

Type d'industrie	Type de polluants
Mines, métallurgie, chimie minérale...etc.	<ul style="list-style-type: none"> • Caractère minéral dominant • Hautes températures • MES • pH très acide ou très basique • Eléments toxiques : cyanure, plomb, arsenic...etc.
Textile, cellulose, caoutchouc, cuir, tanneries...etc.	<ul style="list-style-type: none"> • MES • Produits savonneux en solution • Graisses diverses • Hydrocarbures • Colorants chimiques
Agroalimentaire, abattoir, charcuteries...etc.	<ul style="list-style-type: none"> • DBO très élevée, pollution à caractère majoritairement organique • Déchets végétaux et animaux • Produits fermentescibles • Sels divers

1.1.3.3. Eaux de ruissellement pluvial et agricole

La cause pour laquelle ces eaux constituent une source de pollution, n'est pas leur composition naturelle mais plutôt leur mouvement véhiculant tous types de déchets créés par l'homme, que ce soit dans l'air (fumées industrielles), dans le sol et les toitures (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus, métaux lourds...etc.) ou dans les terrains agricoles (engrais agricoles, phytosanitaires devenant pesticides pour les milieux aquatiques, les microorganismes, les matières organiques issues des débris végétaux et animaux...etc.) (Kettab et al, 2017).

Elles charrient ainsi, surtout dans le cas d'un système unitaire mêlant les eaux pluviales au reste des eaux usées, une charge polluante importante dépassant des fois la capacité des stations d'épuration en cas de périodes orageuses. En outre, la phase du traitement biologique se retrouve perturbée à cause de la dilution de la charge organique, surtout en cas de boues activées, très sensibles aux variations de charge.

1.1.4. Evaluation de la pollution

Une connaissance exacte de la quantité et la qualité de la production polluante s'avère indispensable pour :

- L'estimation quantitative et qualitative de l'apport polluant dans le milieu récepteur et l'interprétation des impacts visuels constatés dans le milieu naturel ;
- La détermination dans un cadre réglementaire des caractéristiques de la pollution émise grâce à la comparaison aux normes fixées par la législation suivie ;

- L'évaluation de la performance et la fiabilité d'une installation de traitement dans le cadre des dispositions de surveillance prévues par la réglementation ;
- L'optimisation et la rentabilisation du fonctionnement des ouvrages d'épuration en les adaptant à la nature de pollution en amont.

1.1.4.1. Evaluation Quantitative de la pollution

Le paramètre indicateur primordial de la quantité de la charge polluante est le débit équivalent à un volume d'eau usée reçu par unité de temps. La mesure s'effectue généralement par un débitmètre dans un canal de comptage situé en amont et/ou en aval de la station. Une autre méthode est l'enregistrement du temps de fonctionnement des pompes de relèvement après étalonnage de celles-ci (Sibouker, 2010), (Kettab, 2014). Cependant, afin de bien inspecter l'état du réseau menant à la station et détecter une anomalie quelconque, les paramètres de vérification suivants doivent être pris en considération :

- La notion d'équivalent habitant (EH) : qui est une unité conventionnelle indiquant la quantité moyenne de charge polluante rejetée par jour et par être humain. Elle est représentée par une liste de valeurs unitaires standards (Cf. Tableau 1.1.4.). En établissant une relation entre ces valeurs et la quantité totale de charge polluante enregistrée à l'amont de la station, on peut déduire le nombre d'habitants réels raccordés à la station et le débit correspondant issu uniquement des rejets domestiques. Par conséquent, le taux de dilution issu des eaux pluviales ou des eaux claires parasites.
- Le type de réseau d'assainissement (Cf. Chapitre 1.2) : afin de savoir si la station reçoit les eaux pluviales en plus des eaux usées domestiques.
- L'état du réseau impliquant généralement soit des fuites, soit des infiltrations d'eaux claires parasites causant une dilution importante.

Tableau 1.1.4. Les valeurs des paramètres de pollution estimables pour un E.H (Source : Réglementation française) (Adler, 2005)

Paramètres	Valeurs Standards
Débit -	150 l/j
MES	60-90 g
DBO5	55- 60 g
DCO	120-150 g
NTK	12-15 g
Pt	3-4 g
Lipides	15-20 g
Métaux lourds	0,23 g

1.1.4.2. Evaluation Qualitative de la pollution

1.1.4.2.1. Champs de classification de la pollution

La classification des matières polluantes est nécessaire pour le choix du bon procédé d'élimination. La nature des matières polluantes de l'eau diffère selon son origine. On peut classer ces paramètres suivant ces cinq champs principaux (Cf. tableau 1.1.5.)

Tableau 1.1.5. Champs de classification des polluants dans une eau

Champ de classification	Définitions
	<p>La matière organique est la matière provenant principalement de la matière vivante (végétaux, animaux...) ou de l'industrie chimique quelques fois. Sa composition est structurée autour du Carbone. On y retrouve : des sucres, des protéines, des acides organiques (lactique, acétique...) (Boeglin, 1997)</p>
Pollution organique ou minérale	<p>La matière minérale est la matière qui n'est pas organique c'est-à-dire qu'elle ne contient généralement pas de carbone. Les matières minérales sont en général : les sels, toutes les matières structurées autour du silicium, on y retrouve : les métaux lourds, l'ammoniac, les nitrates, les phosphates et le gaz carbonique (le CO₂). (Boeglin, 1997)</p>
Matière soluble ou insoluble	<p>La matière soluble est dissoute dans l'eau et se trouve donc souvent sous forme d'unité chimique simple, i.e. une molécule ou des macromolécules comme : les protéines, les colloïdes qui flottent dans l'eau mais que l'on ne voit pas.</p> <p>La matière insoluble est un agrégat de matière qui se retrouve sous forme particulière, i.e. des particules solides qui peuvent flotter ou tomber en fonction de leurs densités.</p>
Matière inerte ou vivante	<p>La matière Inerte est constituée des matières organiques ou/et minérales qui n'ont pas les caractéristiques du «vivant».</p> <p>La matière vivante représente principalement les micro-organismes (bactéries par exemple) à pouvoir reproductif qui se développent dès que l'eau est souillée. Ils peuvent être pathogènes (provoquer des maladies) ou pas.</p>
Degré de Toxicité	<p>Ceux sont les matières à toxicité élevée pour le monde vivant. C'est à dire qu'à très faible concentration, elles ont un impact important sur l'équilibre du milieu naturel et même sur la structure de l'ADN des êtres vivants (Boeglin, 1997).</p>

Par exemple, le cyanure en très faible quantité peut avoir un effet dévastateur sur un écosystème. C'est le cas aussi de métaux lourds comme le cadmium, le mercure qui, présents en très faible quantité, modifient fortement l'équilibre des écosystèmes (Boeglin, 1997).

Certains résidus pharmaceutiques et industriels (comme les hormones, corticoïdes...etc.) se sont aussi avérés avoir un effet différé altérant la structure de l'ADN dans la vie aquatique, animale et humaine par extension, provoquant même des maladies graves comme le cancer.

Un autre type de toxicité destructrice est la pollution radioactive occasionnée par une éventuelle radioactivité artificielle des rejets qui trouve sa source dans l'utilisation de l'énergie nucléaire sous toutes ses formes (installations et centrales nucléaires, exploitation de mines d'uranium, traitement des déchets radioactifs...).

Pollution Thermique

C'est un champ de caractérisation important surtout pour les eaux usées industrielles (principalement les industries agro-alimentaires, les centrales nucléaires...) qui produisent des eaux chaudes.

L'émission d'une eau propre mais chaude dans un milieu naturel peut influencer à la fois sur la solubilité de l'oxygène et sur l'équilibre biologique du milieu. Les poissons les plus résistants meurent à 35°C (Boeglin, 1997).

1.1.4.2.2. Paramètres de la pollution des eaux

1.1.4.2.2.1. Paramètres physico-chimiques

Ce sont les paramètres caractérisant l'état physique susceptible d'altérer la composition biochimique interne de l'eau ou vice versa.

- Température

C'est un paramètre extrêmement important car il joue un grand rôle dans la cinétique chimique et microbiologique internes de l'eau, l'équilibre des écosystèmes ainsi que le bon fonctionnement de certains ouvrages d'épuration. Les rejets industriels sont souvent connus pour leurs températures élevées. Par conséquent, afin d'assurer la protection des écosystèmes et des machines, la plage de température admissible au rejet ou à l'irrigation doit être inférieure à 30°C (Boeglin, 1997).

- pH

Le potentiel d'Hydrogène est un paramètre permettant de mesurer l'activité chimique des ions hydrogènes H⁺. Plus couramment, le pH mesure l'acidité ou la basicité d'une solution. C'est également un indicateur primordial du bon fonctionnement d'une étape de traitement. La valeur idéale du PH de l'eau doit être la plus neutre possible, i.e. proche de 7. La plage fixée par l'OMS est de {6,5 – 8,5} (Adler, 2005), (Boeglin, 1997)

Acide [0-7]		Alcalin [7-14]
-------------	--	----------------

- Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques.

La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère (Sibouker, 2010), la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments.

Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau.

- Conductivité

Elle donne une indication précise sur la concentration totale en sels dissous. Par comparaison avec la conductivité de l'eau potable, il est ainsi possible de juger rapidement si des apports importants, en particulier industriels, sont présents dans le réseau d'assainissement.

- Couleur

Elle est souvent liée au déversement de composés chimiques solubles présentant une coloration marquée (effluent de teinturerie par exemple) (Boeglin, 1997), (Moletta, 2015).

- Tension superficielle

Son origine est la force de cohésion entre molécules identiques. Il existe, au voisinage de la surface ou interface de l'eau, une certaine contrainte en tension dans le milieu. Elle est associée à des produits tensioactifs (détergents essentiellement) retrouvés dans les rejets domestiques qui ont la propriété d'abaisser la tension superficielle de l'eau et sont employés à cause de leur pouvoir mouillant et moussant (Moletta, 2015).

Leur impact environnemental se caractérise principalement par des mousses abondantes perturbant le fonctionnement des stations d'épuration, en effet, la maîtrise du transfert d'oxygène dans les procédés d'épuration biologiques aérobies est cruciale pour la qualité et la fiabilité du traitement des eaux usées. Or, les tensioactifs et les graisses limitent le transfert de l'oxygène dans les boues activées car ils réduisent les capacités d'oxygénation des systèmes d'aération à 40 à 70 % par rapport à l'eau claire.

Les méthodes de quantification des paramètres physico-chimiques cités ci-dessus sont sommairement décrites dans le tableau 1.1.6 ci-dessous :

Tableau 1.1.6. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres physico-chimiques (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode de mesure	Limite de rejet
Température	Détermination au moyen de trois appareillages : oxymètre, conductimètre, et pH-mètre. La valeur prise étant la moyenne des trois températures mesurées. (NA 757 /ISO 5667)	30°C : valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur [OMS et JORADP]
Oxygène dissous	Réalisée soit par titrage ou grâce à une électrode sensible à l'oxygène dissous. (NA 1910/ISO 5813:1983 ou bien NA 1654/ ISO 5814:2012)	/
pH	La mesure du pH peut être réalisée par : - pH-mètre - procédé électro-métrique à l'électrode de verre. (NA 751/ISO 10523:2008)	6,5<pH<8,5 [OMS] pour le rejet et l'irrigation
Conductivité	Détermination par conductimètre : basée sur une mesure électrochimique de résistance. (NA 749/ISO 7888:1985)	Conductivité <2700 µS/cm [OMS]
Tensioactifs	Dosage des agents de surface anioniques par mesure de l'indice au bleu de méthylène. (NA 2423/ISO 7875-1:1984)	

1.1.4.2.2.2. Paramètres de pollution particulaire

Ce sont les paramètres indiquant les particules polluantes dans l'eau qui ne sont pas à l'état soluble.

- Matières en suspension (MES)

Elles représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenues par un filtre. Les MES, qui comportent des matières organiques et minérales,

constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel.

Les Matières volatiles en suspension (MVS) représentent la fraction organique des matières en suspension, elles sont mesurées par calcination à 550°C d'un échantillon, dont on connaît déjà la teneur en MES, elles constituent environ 70%-80% de MES (Kettab et al, 2017), (Karef, 2014).

Les matières minérales (MM) représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est à dire son "extrait sec", constitué à la fois par les matières minérales en suspension et les matières solubles (chlorures, phosphates, etc.) (Kettab et al, 2017), (Karef, 2014)

- Turbidité

La turbidité est un facteur écologique important qui est propriété d'une eau d'avoir un aspect trouble. Elle peut traduire : une teneur importante en matières solides en suspension et parfois en particules colloïdales qui absorbent et réfléchissent la lumière, une teneur élevée en plancton, une pollution ou eutrophisation de l'eau résultant de la présence éventuelle de bactéries ou micro-algues et cela peut être la cause d'asphyxie du milieu ou de colmatage des branchies des poissons (Boeglin, 1997).

Le tableau 1.1.7 ci-dessous indique les méthodes de quantification des paramètres de pollution particulaire :

Tableau 1.1.7. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres de pollution particulaire (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode de mesure	Limite de rejet
MES	Il existe deux méthodes normalisées : - filtration sur filtre en fibres de verre (NF EN 872) - la méthode par centrifugation (NA 6345 /NF T 90-105 : 1978).	MES<20 mg/l [OMS]
MVS	-Calcination des matières organiques dans un four à moufle à 550 °C. La différence de masse, exprimée en mg/l, entre les MES et les matières résiduelles (minérales) représente les MVS (NA 6345 /NF T 90-105 : 1978).	/
Turbidité	-Mesure de la réduction de l'intensité lumineuse d'un rayon traversant un liquide contenant des matières en suspension. (FAO) (NA 746 / ISO 7027 :1990)	Turbidité < 5 NTU

1.1.4.2.2.3. Paramètres de pollution organique globale

Ceux sont les paramètres indiquant la fraction organique polluante qui peut être abattue par voie chimique ou biochimique.

- Demande chimique en oxygène (DCO) (Prigent, 2012)

C'est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau dans des conditions opératoires définies ou en d'autres termes c'est la quantité d'oxygène apportée par un réactif chimique (oxydant) pour détruire toutes les matières organiques

biodégradables et non biodégradables. Ce paramètre permet donc de façon indirecte d'évaluer la quantité de matières oxydables dans l'eau qui proviennent généralement du lessivage des sols et essentiellement du métabolisme des organismes vivants dont la présence peut proliférer et produire des composés halogénés indésirables pour la santé.

- Demande biologique en oxygène (DBO)

La Demande Biologique en Oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour assimiler la pollution biodégradable sur une période définie. Ce paramètre permet d'une façon indirecte d'évaluer la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau (Kettab et al, 2017). Ces substances biodégradables ont les mêmes sources que les matières organiques : métabolisme des organismes vivants, activité humaine, lessivage des sols...etc. (Prigent, 2012). L'effet principal des matières biodégradables sur le milieu récepteur est l'appauvrissement en oxygène dissous de ce milieu qui résulte de leur dégradation. Pour des raisons pratiques, on prendra en compte la première phase de 5 jours que l'on notera DBO5.

- Carbone organique total (COT)

Le carbone organique total est un paramètre global permettant la connaissance de la quantité de carbone (mg de carbone par litre de solution) présent sous forme organique dans une solution aqueuse. Lorsque le COT diminue au cours du traitement, cela signifie que les composés organiques de la solution se sont convertis en dioxyde de carbone, sans indication supplémentaire de la nature de ces composés en solution (Prigent, 2012).

Le tableau 1.1.8 ci-dessous décrit sommairement les méthodes de quantification des paramètres globaux de pollution organique :

Tableau 1.1.8. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres de pollution organique globale (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode de mesure	limite de rejet
DCO	-mesure par des DCO-mètres : l'analyse se fait généralement suivant la norme et la mesure peut s'effectuer soit par titrimétrie, soit par colorimétrie (NA 1134/ISO 6060:1989)	DCO<90mg/l [OMS]
DBO5	- méthode par dilution avec apport d'allyle-thio-urée (NA 17682/ISO 5815-1 :2003) - méthode pour les échantillons non dilués (NA 17679/ ISO 5815-2 :2003).	DBO5<30 mg/l [OMS]
COT	-Détection infrarouge du CO ₂ formé lors de la combustion d'un échantillon d'eau à 680 °C (NA 6941/ ISO 8245:1999)	

1.1.4.2.2.4. Les paramètres chimiques usuels

- Composés azotés :

L'azote présent dans les eaux résiduaires urbaines provient essentiellement de l'urine : on considère un rejet moyen de 13 à 15 g d'azote par jour et par EH (GLS, 2006). Lors du transport des effluents jusqu'à la station d'épuration, des réactions d'ammonification ont lieu, transformant cet azote organique en ammonium (NH₄⁺), forme particulièrement

nuisible pour les ressources d'eau de surface. En effet, la demande en oxygène exercée par l'ammonium est très élevée et peut conduire à l'eutrophie des ressources. Pour ces raisons, les stations d'épuration doivent prévoir l'élimination de la pollution azotée, qui consiste en la transformation de l'ammonium en nitrites (NO_2^-), puis en nitrates (NO_3^-).

Donc, pour résumer, on distingue dans un effluent de différentes formes de l'azote, dont la somme constitue l'azote global ou total (Cf. Annexe VI). Les types d'analyses dépendent des formes chimiques recherchées. On peut les diviser en deux grandes familles : l'azote réduit et l'azote oxydé.

L'azote réduit est l'azote dosable par la méthode Kjeldahl comprenant l'azote organique que l'on trouve dans les eaux usées provenant notamment des déchets métaboliques (protéines, polypeptides, acides aminés, urée, hydrazine, etc.) du métabolisme humain et l'azote ammoniacal (N-NH_4^+) (GLS, 2006).

L'azote oxydé se retrouve de façon marginale dans les eaux usées, il s'agit d'azote nitreux (N-NO_2^-) et azote nitrique (N-NO_3^-) qui sont des produits de la transformation chimique (oxydation) de l'azote réduit (GLS, 2006).

Les charges et les concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- sont exprimés en unité d'atomes N (d'où la formulation de N-N...)

- 1,29 mg NH_4^+ sont équivalents à 1 mg d'azote ammoniacal N- NH_4^+
- 3,29 mg NO_2^- sont équivalents à 1 mg d'azote nitreux N- NO_2^-
- 4,43 mg NO_3^- sont équivalents à 1 mg d'azote nitrique N- NO_3^-

Le tableau 1.1.9 ci-dessous cite les méthodes principales de quantification des paramètres de pollution azotée :

Tableau 1.1.9. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres azotés (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode de Mesure	Limite de rejet [OMS]
Paramètres Azotés	-Méthode normalisée de mesure d'azote Kjeldahl (NA 2361/ ISO 5663:1984) -Méthode normalisée de mesure d'azote ammoniacal (NA 1848/ ISO 5664:1984 ou bien NA 1850/ ISO 7150-1 :1984 ou bien NA 1852/ SO 6778 :1984) -Méthode normalisée de mesure des nitrites : (NA 6927/ ISO 11905) -Méthode normalisée de mesure des nitrates : (NA 1656/ISO 7890-3:1988)	<ul style="list-style-type: none"> • NTK < 6 mg/l • NH_4^+ < 5 mg/l • NO_2^- < 10 mg/l • NO_3^- < 10 mg/l

- Composés phosphorés

Dans les eaux résiduaires urbaines, le phosphore provient du métabolisme et des détergents, mais cette dernière origine tend à diminuer par la réduction des composés phosphorés dans les lessives. Le Phosphore peut se trouver sous formes minérale ou organique. Ses différents composés se trouvent soit à l'état dissous dans la phase liquide, soit fixé sur les matières en suspension et colloïdales. Selon la structure chimique, les composés phosphorés existent dans les eaux naturelles et les eaux usées sous ces

différentes formes : ortho-phosphates : PO_4^{3-} , poly-phosphates $(PO_3^-)^n$ qui ont tendance à s'hydrolyser en ortho-phosphates, organophosphorés (ATP, ADP, AMP, phospholipides...etc.) (Deronzier et al, 2001), (Nakib, 2015).

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total (PT). Les composés phosphorés favorisent la croissance des végétaux dans l'eau et la prolifération des algues, étouffant les autres organismes vivant dans l'eau, générant des odeurs et contribuant au phénomène d'eutrophisation. Le tableau 1.1.10 ci-dessous indique les méthodes de quantification des paramètres de pollution phosphorée :

Tableau 1.1.10. Méthodes de mesure et limites de rejet des paramètres phosphorés (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode et Norme de Mesure	Limite de rejet [OMS]
Composés Phosphorés	-Méthode de mesure normalisée du phosphore total (NA 17739/ ISO 6878) : le phosphore total est dosé après minéralisation et en général par colorimétrie.	$P_2O_5 < 1\text{mg/l}$ $PT < 3\text{ mg/l}$

- Les métaux lourds

Cette catégorie, également nommée « éléments traces métalliques », contient des métalloïdes comme le Se (Sélénium), (As) Arsenic, Be (Béryllium), ainsi que les métaux du groupe des précieux : Pt, Ir, Ru, Rh, Pd...etc. Le dosage se fait par la spectrométrie d'adsorption atomique, la méthode spectrométrique ICP (inductively coupled plasma) ou éventuellement par fluorescence à rayons X (Kettab et al, 2017), (Karef, 2014).

En outre, ils ont une capacité de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire. Contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement et ils provoquent en premier lieu des altérations moléculaires, ensuite des altérations dans la synthèse protéique et finalement ils peuvent provoquer des altérations nucléiques de l'ADN et de l'ARN (Kettab et al, 2017). Dans un milieu acide, ces éléments se dissolvent très bien. Dans des eaux neutres ou basiques, ils sédimentent et s'accumulent principalement dans la phase solide-boues (Karef, 2014), permettant ainsi d'obtenir une estimation qualitative et quantitative de l'ensemble des déversements et leurs provenances comme indiqué dans le tableau 1.1.11 ci-dessous :

Tableau 1.1.11. Origine industrielle des différents éléments trace métalliques (Sibouker, 2010)

Élément	Origine Industrielle
Cuivre, Nickel	Industries de traitement de surface des métaux
Chrome	Tannerie
Plomb	Production de batteries, pigmentation de certaines peintures, fonderies...etc.
Zinc	Industries de galvanisation ou préparation d'alliages tels que le laiton et le bronze Contact entre les eaux de ruissellement et les matériaux galvanisés
Cadmium	Galvanoplastie et industries chimiques, de textiles et de teintures

- Hydrocarbures

Ceux sont des composés organiques constitués de carbone et d'hydrogène. Ce sont les composés organiques les plus simples, et on peut considérer que les autres composés organiques en sont dérivés. Ils se trouvent dans les huiles minérales qui comportent des substances telles que les alcanes, les alcènes, etc. (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2015).

Outre leur toxicité, ces substances peuvent limiter l'apport d'oxygène dans les eaux de surface lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées. Ils sont relativement stables et peu solubles dans l'eau. Ils s'adsorbent fortement aux sols et aux matières en suspension et sont, en outre, très solubles dans les graisses ce qui favorise leur bioaccumulation dans les tissus humains et animaux.

Quelques-uns sont classés comme agents cancérogènes par l'OMS. Leur impact sur la santé peut être très important (diminution de la réponse immunitaire, effet neurotoxique, irritation des voies respiratoires...etc.). Le tableau 1.1.12 ci-dessous cite les méthodes principales de quantification des familles des hydrocarbures dans l'eau :

Tableau 1.1.12. Méthodes de mesure et limites de rejet des hydrocarbures (Karef, 2014)

Paramètre	Méthode et Norme de Mesure	Limite de rejet
Hydrocarbures	Mesure par la méthode de dosage des hydrocarbures totaux : <ul style="list-style-type: none">• Halogénés : (NA 6924/ ISO10301)• Aromatiques : (ISO 1568)	HC < 20 mg/l [OMS]

1.1.4.2.2.5. Les polluants chimiques émergents

Ceux sont des composantes chimiques dont la découverte est relativement récente grâce aux nouvelles techniques d'analyse. Elles présentent potentiellement un risque différé sur l'équilibre des écosystèmes dont l'estimation de la dimension exacte n'est pas encore assez recherchée pour qu'il y ait des normes ou des régulations les concernant (Kettab et al, 2017), (Wu et al, 2018). Cependant, leur présence dans les eaux superficielles peut remonter à plus d'un siècle avec l'évolution industrielle. On attribue majoritairement leur provenance aux produits pharmaceutiques, cosmétiques, produits de consommation additifs industriels, pesticides, biocides et nanomatériaux (Petrovic et al, 2003).

En effet, parmi ces micropolluants, il existe une famille particulièrement inquiétante de substances nommées les « perturbateurs endocriniens » car celles-ci affectent le système hormonal et produisent des effets délétères directs sur les organismes et descendants. La constatation des effets a commencé au début des années 90 avec l'apparition de plusieurs phénomènes aquatiques étranges comme la croissante apparition d'hermaphrodisme chez les poissons mâles exposés aux rejets de STEP, la masculinisation de certaines espèces de poissons femelles exposées aux rejets industriels, l'accroissement du taux d'avortement et de stérilité du bétail de ferme, la féminisation des congénères mâles chez les mouettes et le changement de sexe chez les alligators (Lac d'Apopka en Floride). Parallèlement, des troubles de la fonction reproductrice chez l'être humain ont été constatés comme la diminution de la quantité et de la qualité de la liqueur séminale, le retard de croissance fœtale, les anomalies dans le positionnement de l'urètre, la prévalence accrue des tumeurs de la prostate, des testicules et des seins (Wu et al, 2018), (Alves, 2011), (Blondel, 2013). La palette de substances possédant un potentiel de

perturbation endocrinienne regroupe des molécules de différentes provenances : hormones naturelles et de synthèse, produits de dégradation des détergents (alkylphénols), pesticides, plastifiants, dioxines (résultant de la combustion), composés polybromés et polychlorés, filtres UV (utilisés dans les crèmes solaires ou dans le traitement tertiaire des STEP) (Juliano et al, 2017).

Depuis la fin de la deuxième guerre mondiale, les médias ont commencé à sensibiliser le monde contre les impacts néfastes des additifs chimiques et pesticides sur l'environnement aquatique. A présent, plus de 700 molécules émergentes ont été identifiées dans les eaux de surface et près de 3000 travaux de recherche ont été publiés sur le sujet (Juliano et al, 2017), (Moritz, 2014).

L'analyse des micropolluants dans les eaux de surface a commencé par les pesticides organochlorés et organophosphorés adaptés à la chromatographie gazeuse (GC) qui est relativement limitée aux composés organiques volatilisables et thermiquement stables. Avec l'évolution de la chromatographie liquide (LC) qui est plus adaptée pour la détection de substances polaires à forte solubilité son utilisation n'a cessé de se développer en améliorant la qualité de séparation et les techniques de détection réduisant considérablement le temps consacré à l'expérimentation comme le spectromètre de masse tandem MS-MS (Ramya et al, 2019) (Petrovic et al, 2003). La classification sommaire de ce type de polluants est décrite dans le tableau 1.1.13 ci-dessous :

Tableau 1.1.13. Familles principales des polluants émergents (Alves, 2011), (Moritz, 2014)

Classes	Sous-catégorie
Produit pharmaceutique	Analgésiques, antidépresseurs Antidiabétiques, anti-hypertensifs, anti-inflammatoires Régulateurs de graisse, corticoïdes and hormones Médiateurs de contraste Rayons X
Additif industriel	Alcools Plastifiants Retardateurs de flamme
Produit de consommation	Détergents, Parabènes Additifs alimentaires Insecticides Ecran solaire Fragrances
Pesticides	Insecticides, herbicides, fongicides
Biocides	Agents antimicrobiens
Nanomatériaux	Nano Tubes

1.1.4.2.2.6. Polluants microbiologiques

Ceux sont des microorganismes pouvant se trouver naturellement dans les sols, l'air, la nourriture et l'eau sans être perceptibles à l'œil nu. Nous y sommes exposés par voie digestive, transcutanée, cutanéomuqueuse...etc. Certains microorganismes sont inoffensifs et sont même indispensables au bon fonctionnement du métabolisme. Cependant, d'autres microorganismes appelés "pathogènes", ne sont pas naturellement

conçus pour faire part de notre organisme et représentent ainsi une menace étrangère à notre système immunitaire. Contrairement aux contaminants chimiques inertes, ceux sont des organismes vivants ayant une structure ADN et un pouvoir de propagation. Très peu solubles dans l'eau, ces corps se coagulent afin de s'attacher aux particules colloïdales solides dans l'eau.

- Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires, en forme de sphère, de spirale ou de tige, pouvant exister en unités, chaînes, paquets ou paires. Leur longueur va de 0,4 à 14 µm et leur épaisseur de 0,2 à 12 µm (Kettab et al, 2017), (Boutin et al, 2018). Elles se nourrissent d'aliments organiques liquides et se reproduisent par division cellulaire nécessitant 15 à 30 minutes pour la duplication d'une seule cellule. Certaines bactéries transforment la matière organique et jouent un rôle écologique important et d'autres assistent le métabolisme humain (Boutin et al, 2018). Elles trouvent leur habitat dans l'intestin animal comme : ou dans les muqueuses cutanées. Certaines peuvent ainsi infecter le métabolisme par voie digestive ou dermique à travers les plaies et irritations. Les bactéries se regroupent principalement en coliformes totaux et fécaux même si le volet de sous-groupes est bien plus vaste (Kettab et al, 2017), (Boutin et al, 2018). Le tableau 1.1.14 indique leur taux de présence dans une eau usée et l'impact sanitaire probable.

Tableau 1.1.14. Bactéries pathogènes dans les eaux usées (OMS) (Kettab et al, 2017)

Agent pathogène	Pathologies	UFC /litre	Voies Principales de contamination
Salmonella	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
Shigella	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
E. coli	Gastro-entérite		Ingestion
Yersinia	Gastro-entérite		Ingestion
Campylobacter	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
Vibrio	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
Leptospira	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/ Ingestion
Legionella	Légionellose		Inhalation
Mycobacterium	Tuberculose		Inhalation

- Virus

Les virus sont des organismes qui se reproduisent seulement dans des cellules vivantes hôtes sans lesquelles ils sont inactifs. Les virus possèdent une paroi protectrice et ont la forme d'épis, de sphère ou de fil. Leurs dimensions inférieures à 0,09 µm résistent à la filtration conçue pour capturer les bactéries. Ils ne possèdent qu'un seul type d'acide nucléique (ARN ou ADN). Ils ne peuvent se reproduire directement mais assurent la

prolifération de la cellule hôte qui recopie l'ADN, entraînant le développement d'un nouveau virus (Macroux et al, 2012). Contrairement aux bactéries, ils ne sont pas naturellement présents dans le corps humain. Les virus se retrouvent dans l'eau par contamination directe ou indirecte des humains ou des animaux. Une eau fortement turbide protège les virus et augmente leur transmission (Eckenfelder, 1982). Le tableau 1.1.15 ci-dessous indique l'impact sanitaire des différentes contaminations virales via une eau usée :

Tableau 1.1.15. Virus dans les eaux usées (OMS) (Kettab et al, 2017)

Agent pathogène	Pathologies	Voies Principales de contamination
Virus de l'hépatite A	Hépatite A	Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E	Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, vomissement, diarrhée	Ingestion
Astrovirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion/inhalation
Reoviridae	Affection respiratoire bénigne et diarrhée	Ingestion
Poliovirus	Paralyse, méningite, fièvre	Ingestion
Coxsackie A	Méningite, fièvre, pharyngite	Ingestion
Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du cœur, éruption cutanée, fièvre, méningite	Ingestion
Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre	Ingestion
Enterovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite hémorragique aiguë, fièvre	Ingestion

- Parasites protozoaires

Les parasites protozoaires sont des organismes unicellulaires ayant un métabolisme complexe se nourrissant d'aliments solides, d'algues et de bactéries présentes dans les organismes multicellulaires, tels que les hommes et les animaux (Boutin et al, 2018).

Leur multiplication a lieu avec la duplication cellulaire. Il existe de nombreux types de parasites protozoaires tels que le kyste ou l'oocyste. Les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* se trouvent dans l'eau partout dans le monde suite aux pollutions fécales (Eckenfelder, 1982).

Le tableau 1.1.16 indique leur taux de présence dans une eau usée et l'impact sanitaire probable.

Tableau 1.1.16. Parasites dans les eaux usées (OMS) (Kettab et al, 2017)

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Voies Principales de contamination
Entamoeba histolytica	Dysenterie amibienne	Ingestion
Giardia lamblia	Diarrhée, malabsorption	Ingestion
Balantidium coli	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	Ingestion
Cryptosporidium	Diarrhée	Ingestion
Toxoplasma gondi	ganglions, faiblesse, fièvre	Inhalation/Ingestion
Cyclospora	Diarrhée, légère fièvre	Ingestion
Microsporidium	Diarrhée	Ingestion
Ascaris	diarrhée, troubles nerveux	Ingestion
Ancylostoma	Anémie	Ingestion/ Cutanée
Necator	Anémie	Cutanée
Tænia	Diarrhée, douleurs Musculaires	Ingestion de viande mal cuite
Trichuris	Diarrhée, douleur abdominale	Ingestion
Toxocora	Fièvre, douleur abdominale	Ingestion
Strongyloïdes	Diarrhée, douleur abdominale, nausée	Cutanée
Hymenolepis	Nervosité, troubles digestifs, anorexie	Ingestion

- Algues

Les algues se trouvent habituellement au fond de l'eau. Les algues posent un problème de blocage des filtres. Même si la coagulation et la sédimentation enlèvent habituellement 90 à 95 % des algues, il en reste suffisamment pour réduire l'efficacité des filtres, en général (Kettab et al, 2017), (Eckenfelder, 1982). Cependant, les algues peuvent améliorer l'efficacité d'un filtre à sable lent, en créant une couche additionnelle d'algues et de micro-organismes (Kettab et al, 2017), (Eckenfelder, 1982).

1.1.4.2.3. Ratios indicateurs de qualité

1.1.4.2.3.1. Rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ a une importance dans la définition de la chaîne d'épuration d'un effluent. En effet, une valeur faible du rapport DCO/DBO₅ implique la présence d'une grande proportion de matières biodégradables et permet d'envisager un traitement biologique. Inversement, une valeur importante de ce rapport indique qu'une grande partie de la matière organique n'est pas biodégradable et, dans ce cas, il est préférable d'envisager un traitement physico-chimique (Karef et al, 2017), (Rodier, 1996).

- DCO/DBO₅ < 3 : effluent facilement biodégradable
- 3 < DCO/DBO₅ < 5 : effluent moyennement biodégradable
- DCO/DBO₅ > 5 : effluent difficilement biodégradable.

1.1.4.2.3.2. Rapport MVS/MES

Ce rapport indique l'organicité de l'effluent ainsi que sa mixité relative, et aura une incidence importante sur (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007)

- ✓ La production de la boue biologique en excès ;
- ✓ Le taux de MVS dans le réacteur biologique ;
- ✓ Le dimensionnement du réacteur biologique tant pour le traitement de la pollution carbonée que pour la nitrification et la dénitrification simultanée ;
- ✓ Le dimensionnement du clarificateur ;

1.1.4.2.3.3. Rapport DBO₅/ N-NH₄⁺/P-PO₄³⁻

Le rapport DBO₅/N-NH₄⁺/P-PO₄³⁻ exprime l'équilibre nutritionnel C/N/P, le métabolisme bactérien s'accompagne de besoins azotés sous forme d'azote ammoniacal et de besoins phosphorés sous forme d'ortho-phosphates. Toute déviation importante de l'optimum (100/5/1) signifie un déséquilibre en nutriments qui constitue un handicap au niveau du traitement biologique (Karef et al, 2017).

1.1.4.2.3.4. Rapport MES/DBO₅

Le rapport MES/DBO₅ indique la répartition de la pollution particulaire représentée par la MES et la pollution dissoute représentée par la DBO₅. Les valeurs de ce ratio varient en fonction du phénomène de sédimentation-érosion au sein du réseau ainsi qu'au lessivage du sol (Parent-Raoult et Boisson, 2007).

1.1.4.2.3.5. Rapports DCO/PT ou/et DBO/PT

Le rendement d'élimination du phosphore par assimilation seule sont principalement dictées par le ratio DCO/PT (ou DBO/PT) de l'eau usée (A. Stricker & A. Hédut, 2010). Quand DCO/PT > 40 à 45, cela indique une bonne aptitude au traitement biologique du phosphore (Nakib, 2015), (Dauvergne, 2007).

1.1.4.2.3.6. Rapport DBO/NTK

La présence de la DBO influe sur la vitesse de dénitrification. En effet, la dénitrification est d'autant plus rapide que ce rapport est plus élevé. Si l'on considère k comme étant la vitesse d'élimination des nitrates, on obtient les intervalles suivants (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007) :

- ✓ DBO₅/NTK < 2: k=1,7 mg N-NO₃⁻/g MVS. h
- ✓ DBO₅/NTK > 2: k=2,1 mg N- NO₃⁻/g MVS. h
- ✓ DBO₅/NTK > 2,5: k=2,4 mg N- NO₃⁻/g MVS. h
- ✓ DBO₅/NTK > 3,34: k=2,7 mg N- NO₃⁻/g MVS. h
- ✓ DBO₅/NTK > 5: k=3 mg N- NO₃⁻/g MVS. h

1.1.4.2.3.7. Rapport DCO/NTK

Le rapport DCO/NTK influence la cinétique de nitrification et donc le degré d'abattement de l'azote global. Plus ce rapport est faible, plus la vitesse de nitrification est élevée (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007).

1.1.4.2.3.8. Rapport Ammonium/NTK

Ce rapport exprime le taux d'ammonification dans le réseau d'assainissement, il est généralement entre 0.6 et 0.9 pour un réseau urbain (Karef et al, 2017).

1.1.5. Impacts de la pollution des eaux

La pollution des eaux peut altérer significativement l'équilibre des écosystèmes affectés, la qualité des ressources douces disponibles et mettre en danger la santé humaine via les différentes voies de contamination.

1.1.5.1. Impact environnemental

L'incidence des rejets sur notre environnement dépend de l'aspect qualitatif et quantitatif de la pollution, l'influence d'un paramètre polluant est lié à : sa nature, sa concentration, son temps d'exposition, les caractéristiques du milieu récepteur, la physiologie des organismes, la présence d'autres éléments polluants...etc. Les tableaux 1.1.17 et 1.1.18 montrent l'effet des paramètres polluants sur les milieux récepteurs naturels avec effet instantané ou différé :

Tableau 1.1.17. Effets immédiats des polluants sur le milieu récepteur (Adler, 2005)

Paramètre	Echelle d'action	Conséquences immédiates
MES	heure, jour, semaine	Augmentation de la turbidité de l'eau, sédimentation, colmatages, consommation d'O ₂ , nutriments en excès
DBO et Ammonium	jour, semaine	augmentation de la turbidité de l'eau, sédimentation, colmatage, consommation d'O ₂ , nutriments en excès
Température	Heure, jour	Perturbation du milieu de stratification, modification de la solubilité des gaz
Hydrocarbures	Heure, jour	couche de surface, réduction des échanges interfacés, modification de capillarité
Graisses et tensioactifs	Heure, jour, semaine	Pollution visuelle, colmatage, Dépôt
Microbiologie	Heure, jour	Développements de pathogènes, modification des équilibres trophiques

Tableau 1.1.18. Effets différés et cumulatifs des polluants sur le milieu récepteur (Adler, 2005)

Paramètre	Echelle d'action	Conséquences immédiates
MES	Mois, saison	Sédimentation, consommation différée d'Oxygène, colmatage de milieux spécifiques
DCO, azote	Mois, année	modification des chaînes trophiques
Phosphore	Semaine, mois, année	nutriment en excès, eutrophisation
Micropolluants	Mois, année, décennie	Accumulation, dispersion, perturbation endocrinienne chez la faune aquatique.

1.1.5.2. Impact sanitaire

Les maladies liées à la présence d'éléments pathogènes ou de molécules toxiques sont très répandues. Les parasitoses d'origine hydrique dominent très largement la pathologie des habitants du tiers monde. Chaque année, 1,8 millions de personnes, dont 90% d'enfants de moins de cinq ans, vivant pour la plupart dans les pays en développement, meurent de maladies diarrhéiques, 88% des maladies diarrhéiques sont imputables à la mauvaise qualité de l'eau, à un assainissement insuffisant et à une hygiène défectueuse (OMS). Près de 20000 personnes meurent quotidiennement de maladies liées à l'eau (Adler, 2005) :

- ✓ Paludisme (un million de décès par an, 100 à 150 millions de cas annuels dont 90% en Afrique, et 300 millions de porteurs de parasites) ;
- ✓ Filaires (maladie due à un vers injecté par des moustiques sous les climats chauds et humides) ;
- ✓ Le choléra, du aux vibrions cholériques présent dans les eaux souillées ;
- ✓ L'hépatite A (due à un virus présent aussi dans les eaux polluées).

Il y a aussi les dysenteries d'origines parasitaires, bactériennes et virales aux conséquences qui peuvent être très graves chez le jeune enfant dont le spectre des pathologies est couvert dans les tableaux 1.1.14, 1.1.15 et 1.1.16. (Boutin et al, 2018). Les métaux lourds comme le mercure, le plomb, le cadmium, le cuivre...etc., présentent la particularité de se concentrer dans la chaîne biologique. Ils ne sont pas dégradables, leur présence est donc rémanente. Ils conduisent à des pathologies diverses en fonction de leurs natures, pathologies qui peuvent être très graves, voire mortelles (Kettab et al, 2017).

1.1.6. Conclusion

Le volet de caractérisation de la pollution d'une eau est assez large regroupant plusieurs champs d'action nécessitant un traitement ciblé avant de rejoindre un milieu naturel quelconque. Les incidents radicaux que la charge polluante puisse avoir sur la chaîne aquatique et humaine ne permettent pas l'indulgence face à la qualité des rejets. En outre, la volatilité des quantités de ces polluants dans l'eau usée nécessite une régularité dans le suivi de sa qualité même après traitement.

Chapitre 1.2

Gestion des Eaux Usées et des Sous-Produits du traitement...

Description des différents stades et procédés de la collecte et du traitement des eaux usées et des sous-produits résultants...

1.2.1. Introduction

L'eau polluée ne peut rejoindre le milieu naturel sans gestion préalable du flux hydraulique et de la charge polluante provenant des rejets divers de la société moderne. Le parcours de l'écoulement hydraulique aboutissant vers une station conçue pour l'abattement de la fraction polluante, est ce que l'on nomme « réseau d'assainissement » car il sert avant en tout à assainir les collectivités urbaines.

Les stations d'épuration se chargent par la suite de rendre à l'environnement aqueux une eau aussi pure que possible. Les techniques de collecte et d'épuration n'ont cessé d'évoluer avec la sophistication des technologies hydrauliques et environnementales.

1.2.2. Collecte des eaux usées

L'assainissement hydraulique consiste en la collecte, dans une région quelconque, de toute eau nécessitant un traitement ou une évacuation afin d'éviter la contamination des éléments récepteurs ou simplement la stagnation importune pouvant renforcer également la fraction polluante. Les eaux à assainir sont généralement issues des activités domestiques, industrielles ou du flux pluvial pouvant charrier lors de son parcours, toutes sortes de déchets et sédiments remis en suspension (Kettab et al, 2017). Le réseau d'assainissement est constitué d'une série de conduites de différents diamètres et pressions nominales (déterminées par l'épaisseur). La tuyauterie est généralement conçue en PVC (polychlorure de vinyle) ou quelquefois en polyéthylène ou grès cérame. Certains ouvrages sont aussi nécessaires afin de permettre la collecte et le curage tel que :

- ✓ Les ouvrages et accessoires de plomberie interne permettant la collecte des eaux usées et des eaux de toiture à partir des agglomérations et des infrastructures.
- ✓ Les regards de visite qui sont des ouvrages externes utilisés généralement à chaque tronçon de 40 mètres du réseau et impérativement à chaque changement de direction de la conduite. Leur profondeur varie selon le relief et le débit mais doit impérativement dépasser 80 cm du positionnement de la conduite afin d'éviter les cassures lors de la circulation des véhicules. Leur rôle principal est de permettre le curage et l'inspection du réseau et aussi de ralentir la vitesse quand le relief est très pentu. Ils sont généralement conçus en béton et le tampon servant de bouchon est généralement conçu en fonte ou également en béton.
- ✓ Les avaloirs qui sont des dispositifs hydrauliques ayant une grille à la surface, conçue en fonte, en PVC ou en béton, permettant la collecte des eaux de ruissellement afin de les diriger directement à travers une petite conduite vers le collecteur le plus proche.
- ✓ Les regards-avaloirs jouent à la fois le rôle d'un regard de visite et d'un avaloir ou en d'autres termes, ceux sont des regards de visite ayant pour couvercle, une grille à la place d'un tampon fermé.

Selon le climat local et l'intensité pluviale régionale, le flux pluvial peut être injecté dans le réseau d'évacuation des eaux usées ou véhiculé séparément. Ce point détermine la nature du réseau. Par conséquent, les deux types principaux et conventionnels sont :

- Le réseau unitaire :

Dans ce type de réseau, le flux pluvial est injecté aux collecteurs des eaux usées à travers les avaloirs (Cf. Annexe VII). Les eaux pluviales et du ruissellement s'acheminent alors vers la station d'épuration également. Dans ce type de réseau, les regards-avaloirs ne

peuvent être utilisés car la grille laissera échapper des odeurs issues du mélange des eaux usées et pluviales. Les avaloirs ordinaires permettent le drainage unique des eaux de ruissellement et de le diriger vers le collecteur le plus proche là où tous les tampons sont fermés (Vuathier, 2017).

- Le réseau séparatif :

Ce type de réseau, véhicule séparément les eaux pluviales et les eaux usées qui sont acheminées seules vers la station d'épuration se trouvant idéalement au point le plus bas du bassin versant (Cf. Annexe VIII). Les eaux pluviales sont généralement rejetées vers le milieu récepteur aquatique le plus proche : mer, Oued, rivière...etc. Elles peuvent aussi s'acheminer vers la station d'épuration ou subir un traitement à part (Guerrée et Gomella, 1982).

Le relief ou l'implantation des agglomérations peuvent parfois imposer une nature mixte ou hybride du réseau. Par exemple, certains avaloirs peuvent être éloignés du collecteur des eaux pluviales et vont ainsi alimenter le collecteur des eaux usées à la place surtout si ce dernier est topographiquement plus proche. Par conséquent, une fraction d'eaux de ruissellement sera parfois injectée au réseau allant vers la STEP et dans d'autres zones, elle sera directement acheminée vers les eaux de surface.

Le tableau 1.2.1 indique les principaux points positifs et négatifs de chaque type :

Tableau 1.2.1. Comparaison entre les deux types d'assainissement

Système	Avantages	Inconvénients
Unitaire	<ul style="list-style-type: none"> • Economies considérables en matière de tuyauterie, travaux de déblayage et remblayage. • traitement du flux pluvial avant rejet. 	<ul style="list-style-type: none"> • Le Surdimensionnement nécessaire des tuyauteries par temps de pluie génère des vitesses faibles par temps sec causant des dépôts solides persistants nécessitant un curage très régulier et spécialisé. • La Variation de la charge polluante et du degré de dilution affecte la qualité du traitement et nécessite une déviation d'une partie du flux n'ayant pas pu être traitée.
Séparatif	<ul style="list-style-type: none"> • Protection contre les risques de colmatages et déluges urbains lors des épisodes d'averses intenses notamment pour les régions à forte pluviométrie • Stabilité de la charge polluante entrante vers les STEP notamment celles à boues activées • Taux de dilution faible optimisant le dimensionnement des STEP et le coût généré par la consommation énergétique du processus. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût de réalisation considérablement plus élevé • Les Erreurs de branchement induisent une déviation des eaux usées vers les canalisations d'eau pluviale et ainsi vers le milieu naturel

1.2.3. Traitement des eaux usées

Le traitement d'une eau chargée se fait par une série d'étapes permettant d'attaquer le type de polluant dominant que l'on souhaite éradiquer en allant généralement du plus grossier au plus fin.

1.2.3.1. Prétraitement

Cette étape à caractère d'éradication purement mécanique, est primordiale afin de protéger les équipements d'épuration ultérieure. Elle vise notamment les déchets grossiers et visibles tels que : les déchets grossiers, les sédiments et sables charriés ainsi que les matières flottantes comme les graisses et écumes. Elle consiste en général en trois étapes : le dégrillage, le dessablage et dégraissage (Kettab et al, 2017). Les deux dernières peuvent être combinées en un seul bassin.

1.2.3.1.1. Dégrillage

Cette opération dont la technique de séparation rappelle un peu celle du tamisage, consiste à faire passer l'effluent entre les barreaux d'une grille inclinée entre 60 et 80 degrés, dont l'espacement mesure habituellement entre 10 et 50 en centimètres et l'épaisseur du barreau entre 8 et 10 cm (Cf. Annexe IX) (Nakib, 2012).

Les fragments de dimension supérieure à l'écartement de la grille sont ainsi retenus. Une vitesse d'écoulement de 0.6 m/s à 0.8 m/s est appliquée (Nakib, 2012).

Une série de dégrilleurs peut être utilisée afin d'éviter le colmatage en allant d'un espacement large et grossier vers un espacement fin et efficace. Les grilles sont automatisées manuellement ou automatiquement et sont droitement inclinées ou courbées (Kettab et al, 2017).

1.2.3.1.2. Dessablage

Les sables, graviers et les particules ayant une dimension supérieure à 200 µm sont éliminés suite à un processus simple de décantation physique dans un bassin de dessablage (Nakib, 2012). Autrement, ces particules seraient très gênantes pour les processus ultérieurs car elles causent l'abrasion et colmatage des pompes, turbines et certains équipements et elles génèrent des dépôts cumulatifs dans les canaux. L'élimination des particules sédimentées se fait par curage manuel ou par extraction mécanique (Kettab et al, 2017).

1.2.3.1.3. Dégraissage

Grace à leur caractère hydrophobe et leur densité inférieure à celle de l'eau, les particules graisseuses et certains agents de surface tensioactifs sont facilement séparables de la phase aqueuse grâce à un simple raclage superficiel renforcé par une injection de fines bulles d'air dans l'eau faisant fuir toutes ces particules à la surface. Le rendement d'élimination obtenu d'un dégraisseur est habituellement entre 80 et 90% (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2012). Le film formé par ces particules peut générer un vrai problème de transfert d'oxygène dans le milieu naturel menant ainsi vers l'eutrophisation et la suffocation de la faune et la flore aquatiques. Pendant le traitement biologique, notamment par aération naturelle, cette couche peut inhiber considérablement le processus de dégradation biologique.

Le dessablage est très souvent combiné avec le dégraissage dans un même ouvrage. Ces ouvrages peuvent être cylindro-coniques pour renforcer le processus de sédimentation et éviter les zones mortes lors de l'insufflation d'air (Cf. Annexe X) ou bien longitudinaux ou des plaques inclinées effectuent l'écumage tout en apportant un certain degré d'aération, ces derniers sont plus économiques et faciles d'entretien (Kettab et al, 2017).

1.2.3.2. Traitement primaire

Le processus principal du traitement primaire est la décantation qui est un phénomène provoqué par les forces de gravitation. Une particule solide charriée par l'égout, comme tout corps pesant, tomberait suivant un mouvement uniformément accéléré, si sa chute n'était contrariée par les forces de frottement créées par son déplacement au sein de l'eau, forces dont l'effet se traduit par une vitesse de chute uniforme. Cette vitesse est fonction de la dimension, de la forme extérieure, de la densité apparente de la particule et à la nature du milieu dans lequel la particule se meut. La vitesse est calculée à partir de la loi de STOKES. La plupart des problèmes de séparation solide-liquide dans le traitement des eaux usées sont étudiés par l'équation 1.2.1 (Kettab, 1992) :

$$v = \frac{1}{18} \frac{(\rho_s - \rho_l)}{\mu} g D^2 \quad (1.2.1)$$

V : vitesse de sédimentation de la particule grenue.

ρ_s : densité de la particule.

ρ_l : densité du liquide.

D : diamètre de la particule.

g : constante de la gravitation.

μ : viscosité dynamique du liquide.

Dans cette loi théorique, les particules solides sont assimilées à des sphères de diamètre D. Or, en pratique, on rencontre rarement ce cas idéal, d'où l'affectation du diamètre de la sphère, équivalente de même poids par un coefficient de forme. Selon cette loi, la décantation est de plus en plus faible au fur et à mesure que le diamètre de la particule diminue et s'annule pour les dispersions colloïdales et moléculaires. Pour cela, le traitement physico-chimique peut renforcer la chute de ces particules grâce au processus de coagulation-floculation. Suite à l'ajout d'un coagulant à l'eau comme du sulfate d'aluminium, sulfate ferrique, chlorure ferrique, des sels métalliques polymérisés ou des substances organiques comme les formaldéhydes, résines dicyandiamides, résines mélamines, polyamines...etc. La charge positive du coagulant neutralise la charge négative des particules dissoutes et suspendues dans l'eau. Les particules se lient alors ensemble où se coagulent formant des floes dont la lourdeur permet une sédimentation très accélérée (Bechac et al, 1984), (Mazloomi et al, 2019).

Le degré d'abattement obtenu est proche de 90% sur les MES et 70% sur la DCO et DBO alors qu'avec une décantation simple, ces chiffres sont approximativement proches de 60% et 40% respectivement (Bechac et al, 1984), (Mazloomi et al, 2019). Cependant, cette opération est peu rentable sur le plan économique vu la consommation importante de réactifs. En outre, la partie sédimentée est d'un volume bien plus important qu'une décantation simple et requiert ainsi une gestion supplémentaire sur le plan environnemental (Sibouker, 2010).

1.2.3.3. Traitement Biologique

C'est une phase épuratoire visant l'abattement de la fraction organique et soluble de la pollution. Les microorganismes dégradent la matière organique avec ou sans un apport adéquat d'oxygène.

1.2.3.3.1. Processus biochimique d'éradication

Le processus de dégradation avec oxygène se fait grâce aux bactéries aérobies et sans oxygène se fait grâce aux microorganismes anaérobies. Les microorganismes aérobies se multiplient en quelques minutes alors que les microorganismes anaérobies nécessitent plusieurs heures, voire des jours. Cela est dû au fait que la première réaction génère beaucoup plus d'énergie utilisable

pour la synthèse. Les équations suivantes illustrent la dégradation du glucose par voie aérobie et anaérobie (Nakib, 2012) :

En aérobie : $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + 649 \text{ calories}$

En anaérobie : $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2 + 34 \text{ calories}$

Le mécanisme biochimique de base est globalement le même pour les différents procédés dans le traitement d'une eau usée (Nakib, 2012) :

- L'anabolisme qui consiste en la synthèse de la matière vivante à travers l'énergie produite par le catabolisme
- Le catabolisme consistant à la dégradation de la matière organique pour production d'énergie

La composition moyenne d'une eau usée urbaine peut être représentée par la molécule : $C_{10}H_{19}NO_3$ et ainsi (Nakib, 2012) :

Anabolisme: $4 C_{10}H_{19}NO_3 + 25 O_2 + NH_4^+ + HCO_3^- \rightarrow 16 CO_2 + 23 H_2O + 5 C_5H_7NO_2$ (biomasse)

Catabolisme: $C_5H_7NO_2 + 5 O_2 \rightarrow 5 CO_2 + NH_3 + 2 H_2O$

Un temps de séjour relatif au procédé est appliqué pour aération, la biomasse formée représentant la boue d'épuration est ainsi partiellement recirculée pour renouveler le processus et les boues en excès subissent un traitement afin de réduire leur volume et faciliter leur gestion.

Ces équations n'illustrent que globalement la dégradation de la pollution composant une eau usée, mais l'on peut constater dans l'équation d'anabolisme que la dégradation aérobie éradique surtout la pollution carbonée.

La phase anaérobie qui se fait dans des conditions anoxiques, est une phase complémentaire au traitement aérobie servant à compléter l'élimination de la pollution azotée et phosphorée.

Pendant l'épuration biologique, l'azote organique et l'azote ammoniacal NH_4^+ se transforment en nitrites NO_2^- et nitrates NO_3^- puis en azote moléculaire N_2 (gazeux), selon les phases suivantes (Nakib, 2012) :

Ammonification et Nitrification :

$R-NH_2 + \text{biomasse} \rightarrow NH_4^+$

Nitrification-Nitritation (Nitrosomonas): $2 NH_4^+ + 3 O_2 \rightarrow 2 NO_2^- + 4 H^+ + 2 H_2O$

Nitrification-Nitratation (Nitrobacter): $2 NO_2^- + O_2 \rightarrow 2 NO_3^-$

Denitrification:

$10 NO_3^- + C_{10}H_{19}NO_3$ (eau usée) $\rightarrow 5 N_2 + 9 CO_2 + NH_4^+ + 2 H_2O + HCO_3^- + 10 OH^-$

$23 NO_3^- + 5 C_5H_7NO_2$ (biomasse) $+ 23 H_3O^+ \rightarrow 52 H_2O + 14 N_2 + 25 CO_2$

La dénitrification des nitrates se fait à travers le carbone organique de l'eau usée ou de la biomasse produite en anabolisme aérobie. Cette dernière réaction se passe généralement dans le clarificateur (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2012). Les principaux facteurs influençant la dénitrification sont (Kettab et al, 2017), (Bechac et al, 1984) :

- Le substrat : la concentration en carbone est un facteur limitant dans la mesure où un apport insuffisant entraîne une dénitrification incomplète. En outre, la qualité de l'apport carboné est primordiale car il s'est avéré que les composés à un seul carbone constituent

les substrats idéaux. En termes de quantité, le procédé est ralenti si le rapport DBO₅/N à dénitrifier devient inférieur à 2 ; l'USEPA (agence environnementale américaine) préconise même une valeur minimale de 3. Idéalement, ce rapport est de 10.

- La concentration en oxygène dissous : de façon générale, l'oxygène inhibe la synthèse des enzymes nécessaires à la dénitrification. Il faut donc une absence totale d'oxygène. Cependant, s'il y a eu des conditions anoxiques favorisant cette synthèse enzymatique, l'apparition de conditions légèrement aérobies ne remet pas en cause la dénitrification
- La température : l'optimum se situe dans la gamme 25 à 30°C, mais le processus peut avoir lieu entre 5 et 50 °C. Si une baisse de température ne constitue pas un frein à la cinétique de la réaction, une augmentation de température active la dénitrification de façon très nette ;
- Le pH : l'efficacité de la dénitrification diminue fortement en dehors de la gamme 6 à 8, avec un optimum se situant aux alentours de 7–8. En outre, on observe une augmentation de l'alcalinité, qui ne compense cependant pas celle de l'acidité lors de la nitrification ; l'évolution du pH durant la dénitrification dépend alors du pouvoir tampon des eaux à traiter.

Une autre voie d'éradication efficace de L'azote est la chloration au point de rupture. Dans ce procédé, l'ammoniac est chimiquement oxydé en azote gazeux. Les résultats obtenus sur des eaux usées domestiques indiquent une conversion de l'ordre de 95 à 99 % en azote gazeux (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2012), (Guerrée et Gomella, 1978).

Quant aux produits phosphorés, ils sont éradiqués à près de 60% pendant le traitement biologique aérobie. Un couplage a une déphosphoration physico-chimique grâce à l'ajout de sels coagulants comme le sel de fer ou d'Aluminium, permet une éradication quasi-complète des produits phosphorés. Ce processus basé sur la sédimentation de floccs produit malheureusement une grande quantité de boues nécessitant une gestion particulière (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2012), (Guerrée et Gomella, 1978).

1.2.3.3.2. Procèdes de traitement biologique

L'évolution technologique a fait qu'une multitude de procédés soient applicables pour l'élimination de la fraction organique des eaux usées. L'oxygénation peut être naturelle ou artificielle. La concentration en microorganismes épurateurs peut être artificiellement ou naturellement induite par la composition des eaux usées. Le procédé choisi dépend de la surface disponible à l'épuration, la charge polluante à épurer et sa variabilité.

1.2.3.3.2.1. Procèdes intensifs

Les procédés biologiques intensifs se caractérisent par une forte concentration en microorganismes épurateurs dont la liqueur est régulièrement récupérée. La consommation énergétique de ces ouvrages est plus importante mais la surface occupée est petite et avantageuse pour les agglomérations urbaines.

1.2.3.3.2.1.1. Lits bactériens

Ce procédé artificiel est essentiellement inspiré des techniques d'épuration extensive par le sol mais avec des surfaces considérablement réduites (Cf. Annexe XI). Les lits bactériens sont constitués par accumulation, sur une hauteur convenable, de matériaux poreux tels que scories, pouzzolanes, cokes, mâchefers...etc. dont la grande dimension permet que l'aération se passe tout au long de la masse des lits et non seulement à la surface. Lorsque ces matériaux sont arrosés d'une eau prétraitée, des pellicules membraneuses, très riches en colonies bactériennes, murissent à leurs surfaces. Les bactéries aérobies se concentrent à la surface ou l'oxygénation est

plus abondante et les bactéries anaérobies se concentrent au fond et permettent de compléter l'élimination du Nitrogène et du Phosphore (Kettab et al, 2017), (Guerrée et Gomella, 1978).

1.2.3.3.2.1.2. Disques biologiques ou bio-disques

La particularité de ce procédé est que le support de microorganismes est mobile, ce qui permet une circulation automatique de l'air insufflé (Cf. Annexe XII). Des disques parallèles contenant un biofilm à la surface sont semi-immergés dans l'eau et effectuent une rotation à faible vitesse (Kettab et al, 2017), (Bechac et al, 1984).

1.2.3.3.2.1.3. Boues activées

Ce procédé a la particularité d'induire intimement les microorganismes épurateurs à la matière organique en introduisant directement dans l'eau, un mélange riche en bactéries épuratrices activées par une oxygénation artificielle abondante et un temps de séjour adéquat (Cf. Annexe XIII), (Bechac et al, 1984). Plusieurs paramètres caractérisent le fonctionnement d'un tel procédé :

- La charge massique représentant la masse de DBO journalière à éliminer dans le bassin biologique divisée par la masse de MVS présentes dans le bassin d'activation. En d'autres c'est la quantité de nourriture organique apportée divisée par les microorganismes à nourrir dont la masse est celle des matières volatiles en suspension (Kettab et al, 2017). Le tableau 1.2.2 ci-dessous montre l'impact de ce paramètre sur les autres caractéristiques du processus :

Tableau 1.2.2. Influence de la charge massique sur le processus des boues activées. (Nakib, 2012)

Charge massique	Caractéristiques du système	Temps de séjour	Rendement
0,02 <Cm< 0,1	Oxydation totale (aération prolongée)	12 heures à plusieurs jours	96%
0,1 <Cm< 0,2	Système à faible charge (stabilisation partielle)		90%
0,2 <Cm< 0,5	Système à moyenne charge	4 à 12 heures	85%
0,5 <Cm< 1	Système à forte charge	2 à 3 heures	80%
1 <Cm< 5	Système à très forte charge		<75%

Concentration en Oxygène : En matière de besoins en oxygène, la formule est l'équation 1.2.2 ci-dessous (Adler, 2005) :

$$[O_2] = a'.DBO_5 + b'.Masse\ de\ boues\ en\ aération + 4,25\ Azote\ à\ nitrifier \quad (1.2.2)$$

a' et b' sont des coefficients dépendants de la charge massique (Cf. Tableau 1.2.3)

Tableau 1.2.3. Coefficients a' et b' en fonction de la charge massique. (Kettab et al, 2017)

Cm	<0,1	0,1	0,15	0,2	0,3	0,4	>0,5
a'	0,66	0,65	0,62	0,6	0,56	0,53	0,5
b'	0,06	0,06	0,075	0,08	0,085	0,11	0,7-0,12

Le coefficient 4.25 est le taux de conversion d'azote réduit en azote nitrique et le coefficient 2.85 est le taux de conversion d'azote nitrique en azote gazeux lors de la dénitrification.

C' représente la fraction d'oxygène récupéré lors de la dénitrification qui est dans les environs de 60 à 70% (Sibouker, 2010).

Chapitre 1.2

GESTION DES EAUX USEES ET DES SOUS-PRODUITS DU TRAITEMENT

1.2.3.3.2.1.4. Bio-filtration

Inspirés des lits bactériens, ce procédé a la particularité de combiner dans un même ouvrage, la réaction biologique aérobie de dégradation de la pollution par la biomasse épuratrice et la clarification par filtration de l'effluent traité (Cf. Annexe XIV).

L'eau usée est purgée en bas en alternation avec l'oxygène afin de passer par un lit formé par des billes de polystyrène servant à la fois de support au développement du biofilm et dont la dimension permet une filtration pendant la remontée. L'eau traitée est alors récupérée en haut (Canler et Perret, 1994).

L'attrait de cet ouvrage est sa dimension avantageuse permettant de traiter les matières polluantes carbonées et éventuellement azotées dans un volume beaucoup plus faible que dans le cas de procédés à cultures libres, avec des rendements similaires (Kettab et al, 2017).

Le tableau 1.2.4 ci-dessous décrit les points positifs et négatifs de chaque procédé intensif :

Tableau 1.2.4. Comparaison entre les différents procédés intensifs (Berland et al, 2001), (Canler et Perret, 1994)

Procédé	Avantages	Inconvénients
Lits bactériens et bio-disques	<ul style="list-style-type: none"> -Faible consommation d'énergie ; -Boues plus facilement décantables ; -Plus faible sensibilité aux variations de charge et aux toxiques que les boues activées ; -Généralement adaptés aux petites collectivités ; -Résistance au froid (les disques sont toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment). 	<ul style="list-style-type: none"> -Rendements généralement plus faibles qu'une technique par boues activées ; -Coûts d'investissement assez élevés ; -Nécessité de prétraitements efficaces ; -Sensibilité au colmatage ; -Ouvrages de taille importante si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés.
Boues activées	<ul style="list-style-type: none"> -Adapté pour toute taille de collectivité (sauf pour les très petites) ; -Excellente élimination de l'ensemble des paramètres de pollution colloïdale et organique carbonée -Adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles ; -Boues légèrement stabilisées ; -Facilité de mise en œuvre d'une déphosphoration simultanée. 	<ul style="list-style-type: none"> -Coûts d'investissement assez importants ; -Consommation énergétique importante ; -Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ; -Sensibilité aux surcharges hydrauliques ; -Décantabilité des boues pas toujours aisées à maîtriser ; -Forte production des boues qu'il faut concentrer.
Bio-filtres	<ul style="list-style-type: none"> -Élimination totale des composés azotés par nitrification-dénitrification sur une seule unité de traitement ; -Minimisation des odeurs et des aérosols : pas de contact entre les eaux usées et l'air ; ou entre les boues et l'air, lors des lavages ; -Rampe d'aération située au centre du médium filtrant permettant le traitement de l'azote. 	<ul style="list-style-type: none"> - Une partie du matériau filtrant peut être entraînée par les eaux de lavage ; - Le taux d'oxygène dans l'air peut perturber la réaction de dénitrification.

1.2.3.3.2.2. Procèdes extensifs

Contrairement aux procédés intensifs, les procédés biologiques extensifs se caractérisent par une faible concentration en microorganismes épurateurs et dont la liqueur épuratrice à faible concentration ne permet pas la récupération et nécessite un temps de réaction plus important. Le rendement énergétique est gratifiant mais des surfaces très importantes sont nécessaires à ce genre d'ouvrages.

1.2.3.3.2.2.1. Culture fixées

- Infiltration-percolation sur sable :

Le principe de ce procédé consiste principalement en l'infiltration de l'effluent à épurer à travers un support granulaire fin (massif de sable) non saturé sur lequel est fixée la biomasse épuratoire (Cf. Annexe XV). La filtration sur le sable en milieu insaturé permet l'oxydation de la matière organique, la nitrification de l'azote ammoniacal (formation de nitrates) et la réduction des germes pathogènes (Kettab et al, 2017), (Berland et al, 2001). L'épuration par filtration fait appel à la fois à des processus d'ordre physique, chimique et biologique et rappelle un peu le procédé du bio-filtre mais dont le sens de filtration est vers le bas.

- Filtre planté de roseaux à écoulement vertical (FPRV)/ horizontal (FPRH) :

Le principe de fonctionnement repose sur une filtration mécanique et une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries fixées sur les matériaux granulaires (Cf. Annexe XVI). L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin dans un sens vertical (FPRV) ou horizontal (FPRH).

1.2.3.3.2.2.2. Culture libre

Le processus d'épuration par "cultures libres" repose sur le développement d'une culture bactérienne, de type aérobie principalement. L'oxygène provient de diverses sources selon les filières. La culture bactérienne est ensuite séparée de l'eau traitée par mécanisme de sédimentation dans un ouvrage spécifique : clarificateur, lagune de décantation...etc. (Kettab et al, 2017), (Berland et al, 2001)

- Lagunage naturel :

Le principe de fonctionnement repose sur une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries libres, l'oxygène étant fourni via l'activité photosynthétique des algues vertes, le temps de séjour étant de plusieurs semaines voire plusieurs mois (Cf. Annexe XVII). Le lagunage naturel est généralement réalisé dans plusieurs bassins en série dans lesquels les effluents à traiter sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'autoépuration (Kettab et al, 2017), (Berland et al, 2001).

- Lagunage aéré :

Les lagunes aérées sont des bassins traversés par l'effluent à épurer. L'oxygène nécessaire est fourni par des aérateurs à turbines ou quelque fois des diffuseurs, l'aération sert également au maintien en suspension des boues activées (Cf. Annexe XVIII). Suivant l'intensité du mélange eau-boues assuré par l'aération, les lagunes aérées sont classées en aérobies ou aérobies-anaérobies (Kettab et al, 2017). Le lagunage naturel comme procédé d'épuration des eaux est conseillé pour des stations ayant une capacité de 250 à 1500 Eq-hab (pouvant s'étendre possiblement de 200 à 3000 Eq-hab.) (Berland et al, 2001). Il est possible d'optimiser le fonctionnement avec une lagune

Chapitre 1.2
GESTION DES EAUX USEES ET DES SOUS-PRODUITS DU TRAITEMENT

tertiaire plantée de macrophytes (iris, roseaux, joncs...) pour une oxygénation additionnelle et une absorption des minéraux en excès nécessaires à leur croissance (Berland et al, 2001).

Le tableau 1.2.5 ci-dessous montre les points positifs et négatifs des procédés extensifs principaux :

Tableau 1.2.5. Comparaison entre les différents procédés extensifs (Berland et al, 2001), (Ati, 2010)

Procédé	Avantages	Inconvénients
Infiltration-percolation sur sable	<ul style="list-style-type: none"> - Excellents abattements de la DBO5, la DCO, les MES et nitrification poussée ; - Superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel ; - Taux de décontamination intéressant. 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessité d'une de décantation préalable efficace afin d'éviter le risque de colmatage des filtres dû aux différents sédiments ; - Nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sables ; - Adaptation limitée aux surcharges hydrauliques.
FPRV/FPRH	<ul style="list-style-type: none"> - Optimisation du cout et de maintenance grâce à une faible consommation énergétique ; - Bonne adaptabilité aux variations de charge ; - Pas de nuisance sonore et bonne intégration paysagère. 	<ul style="list-style-type: none"> - Faucardage annuel de la partie aérienne des roseaux ; - Risque de présence d'insectes ou de rongeurs ; - Mieux adapté pour des capacités inférieures à 2000 EH car la surface épuratoire unitaire est de l'ordre de 10 m²/EH.
Lagunage naturel	<ul style="list-style-type: none"> - Un apport d'énergie n'est pas nécessaire si la topographie est favorable ; - Taux de dénitrification, de déphosphoration et désinfection satisfaisants (réactions anaérobies favorisées notamment en été) ; - Pas de nuisance sonore et bonne intégration paysagère ; - bonne stabilisation de la boue grâce au temps de séjour. - Forte adaptabilité aux variations de charge. 	<ul style="list-style-type: none"> - Forte emprise au sol (10 à 15 m²/EH) ; - Coût d'investissement très dépendant de composition du sol ; - Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique ; - Qualité du rejet variable selon les saisons.
Lagunage aéré	<ul style="list-style-type: none"> - Haute tolérance aux variations de charge, de débit, aux dysfonctionnements biologiques : foisonnement...etc. - Bonne intégration paysagère ; 	<ul style="list-style-type: none"> - Rendement d'élimination moyen sur les différents paramètres ; - nécessité d'entretien des équipements ; - Nuisances sonores et forte consommation énergétique à cause du système d'aération mécanique.

Plusieurs nouvelles techniques sont utilisées en se basant sur les principes de base des procédés cités comme le filtre imbriqué, l'arrosage cascadié sur une série de plantes absorbantes des ETM...etc.

1.2.3.3.3. Clarification

Cette phase vise à séparer la liqueur décantée en bas de l'eau épurée et représente une décantation secondaire de l'effluent (Gaid, 1984). Notamment dans le cas des boues activées, l'ouvrage est très souvent un bassin muni d'un pont racleur qui fait déborder l'eau claire en tournant à travers les goulottes. Le principe de séparation reste le même pour les autres types d'ouvrage i.e. en absence de raclage, l'eau épurée est toujours mise dans des conditions physiques permettant son déversement. Ensuite, les boues sont récupérées au fond de l'ouvrage par pompage afin d'être éventuellement et partiellement réutilisées (Gaid, 1984).

1.2.3.4. Traitement tertiaire

Cette phase préventive représente la décontamination ou la désinfection de l'eau épurée. Le but principal est l'élimination des microorganismes pathogènes surtout si on vise la réutilisation de cette eau en agriculture ou autre. Elle joue aussi un rôle déodorant grâce à l'inhibition de la digestion

1.2.3.4.1. Chloration

L'effet stérilisant de chlore, bactéricide, provient surtout d'un effet d'inhibition enzymatique plus que par son action oxydante directe sur la structure même de l'ADN de la cellule vivante. La durée de contact est de l'ordre de 10 à 20 min avec des teneurs en chlore résiduelles de l'ordre de 0.2 à 0.3 mg/l (Kettab, 1992). Les produits utilisés sont notamment l'hypochlorite de Sodium, l'hypochlorite de Calcium ou d'autres agents composés partiellement de l'un des deux dernières molécules citées. L'ouvrage de chloration est souvent composé de chicanes qui définissent des canaux dont la longueur peut être jusqu'à 50 fois plus élevée que la largeur afin d'optimiser la vitesse d'écoulement et ainsi le temps de contact (Kettab et al, 2017).

1.2.3.4.2. Ozonation

Le principe de l'ozone est d'oxyder les microorganismes de l'eau. C'est un désinfectant très puissant qui va agir sur les bactéries, virus et autres coliformes contenus dans l'eau. Par la suite l'ozone (O₃) étant un élément très instable. Une fois formé, et après avoir agi sur les bactéries, il retourne naturellement à sa forme originelle, soit le dioxygène (O₂) (Kettab et al, 2017).

1.2.3.4.3. Rayonnement Ultra-Violet

Le principe de base est la fonction germicide des rayons ultra-violets (100-400 nm) dont la longueur d'onde optimale est de 270 nm. L'eau passe à travers un canal fermé ayant une lampe cylindrique au centre (Cf. Annexe XIX), irradiant des ondes destructrices de la structure d'ADN de la majorité des microorganismes à près de 99% de taux d'abattement.

1.2.3.5. Traitement quaternaire

Cette phase vise les micropolluants afin d'obtenir une eau répondant à des exigences de qualité très strictes. Cependant, les stations d'épuration urbaines à effluents domestiques ne sont pas prédestinées à l'élimination des micropolluants (Kettab et al, 2017). L'efficacité d'un traitement dépend fortement des propriétés des substances. Si certaines substances comme le Bisphénol A, le Dibutyl-phthalate et le Benzylbutyl peuvent être éliminées par un simple procédé d'aération, la carbamazépine n'est éliminée qu'à 07% de sa concentration initiale (Petrovic et al, 2003). En général, les principaux mécanismes d'élimination physique dans les écosystèmes aquatiques sont respectivement :

- ✓ Adsorption sur charbon actif dans un bioréacteur membranaire (Cf. Annexe XX), qui comprend généralement trois bioréacteurs et une unité externe d'ultrafiltration suivie d'une adsorption sur du charbon granulaire actif. Le mécanisme de rétention se fait simplement et par la fixation des molécules et ions issus de la phase liquide sur la surface solide. Grâce à cette pseudo-filtration, le rendement d'élimination dépasse les 90% même dans des eaux de lixiviation (Petrovic et al, 2003).
- ✓ L'osmose inverse, qui est un processus coûteux retenant la totalité des micropolluants en raison des membranes adaptées à leur taille moléculaire. Il est si efficace qu'il nécessite même l'ajout de minéraux (Suez) (Kettab et al, 2017).
- ✓ Les procédés de filtration avancés comme la nano-filtration ou filtration sur sable éliminant près de 90% et 50% de bézafibrate respectivement (Petrovic et al, 2003).
- ✓ Procédés d'Oxydation avancés par combinaison de l'ozonation avec des agents oxydants (UV, peroxyde d'Hydrogène, TiO₂) pouvant garantir une éradication totale des molécules pharmaceutiques selon la station pilote de Ternes et al (Petrovic et al, 2003).

1.2.4. Gestion des sous-produits d'épuration

Les différentes étapes de traitement des eaux usées génèrent une série de déchets de différentes natures qu'il faudra gérer en matière de volume et de composition afin de rester dans le cadre du respect de l'environnement récepteur. L'évaluation de la faisabilité de valorisation de ces déchets est indispensable à la prospérité économique et agricole.

1.2.4.1. Refus de dégrillage

Ceux sont les débris retenus par les barreaux du dégrilleur et égouttés. Ils sont apparents à l'échelle macroscopique (papiers, chiffons, plastiques, bois...etc.) et sont à fort caractère fermentescible et de nature très organique (70 à 95 %) (Adler, 2005). Le volume obtenu est variable selon la nature du réseau de collecte, le type de grille et surtout l'espacement entre les barreaux, les valeurs suivantes ont été observées (Adler, 2005) :

- ✓ 40 mm : 2 à 5 l/Eq. Hab/j
- ✓ 20 mm : 5 à 10 l/Eq. Hab/j
- ✓ 6 mm : 10 à 15 l/Eq. Hab/j

En terme de masse, on peut également estimer que 100 m³ des eaux usées urbaines produisent en moyenne 3 à 10 kg de refus à 20 – 40 % de siccité. La composition des débris de dégrillage peut être estimée comme suit :

- ✓ 25 à 70% de chiffons, papiers, cartons et végétaux,
- ✓ 7 à 27% de résidus plastiques,
- ✓ 2 à 3% de sables et graviers.

La voie de gestion la plus courante est la mise en décharge avec les ordures ménagères qui subissent souvent une incinération. Une autre voie possible est l'enterrement et même le dallage sous les murs de soutènement (Kettab et al, 2017).

1.2.4.2. Les sables

La partie sédimentaire durant le dessablage ne contient pas que des sables mais aussi une fraction organique importante allant jusqu'à plus de 50%. Ces produits récupérés sont des particules de granulométrie supérieure à 0.2 mm et le volume produit dépend du type de réseau (unitaire ou séparatif) et du type de dessableur (Adler, 2005). On considère en moyenne une production de sable de l'ordre de 5 à 12 l/Eq.-hab/an. La littérature avance en outre une production moyenne de 10 à 100 kg de sable à 40– 50 % de siccité pour 100 m³ des eaux usées urbaines traitées (Kettab et al, 2017).

Les sables font l'objet d'un traitement de lavage/essorage (Cf. Annexe XXI) qui rince une importante fraction organique dissoute, augmente la siccité à 80% et qui peut faire intervenir l'un des équipements suivants (Kettab et al, 2017) (Adler, 2005) :

- ✓ un hydrocyclone, avec ou sans classificateur à vis,
- ✓ un classificateur à vis d'Archimède,
- ✓ un classificateur à râteaux.

1.2.4.3. Les déchets gras

La partie flottante durant le processus de dégraissage est écumée grâce à son caractère hydrophobe et sa faible densité qui est inférieure à celle de l'eau. Cette écume contient moyennement 50% de matière sèche en graisse. En moyenne, l'équivalent habitant produit annuellement 5 litres de déchets gras car Les analyses qualitatives montrent que les acides gras prédominants dans les déchets gras sont essentiellement des graisses issues de l'alimentation humaine. Certaines industries génèrent aussi énormément de déchets gras comme les charcuteries, raffineries d'huile...etc. Toute voie de traitement envisageable vise généralement à une séparation intensifiée de la phase grasse et de la phase aqueuse qui rejoint le milieu épuratoire. Les principes restent très similaires aux méthodes d'élimination de la pollution dissoute dans les eaux usées après décantation primaire que ce soit par voie biologique uniquement ou par consolidation physico-chimique (Bechac et al, 1984).

Biologiquement, les lipides peuvent être dégradés par voie aérobie en servant de biomasse bactérienne usant d'oxygène et de nutriment et produisant des boues décantables et du dioxyde de carbone ; ou par voie anaérobie s'agissant de la méthanisation (Kettab et al, 2017).

Cette dernière se passe dans des conditions anoxiques en débutant par l'hydrolyse des molécules complexes ou les lipides, polysaccharides, protéines et acides nucléiques deviennent des monosaccharides, acides aminés, acides gras et bases azotées. Ces substrats sont utilisés lors de l'étape d'acido-génèse par les espèces microbiennes dites acidogènes, qui vont produire des alcools et des acides organiques, ainsi que de l'hydrogène et du dioxyde de carbone. Une phase aqueuse est formée et du méthane sont alors générés directement à partir de l'acide éthanoïque ou de la réaction du dioxyde du carbone et de l'Hydrogène (Bechac et al, 1984), (Sibouker, 2010).

Par voie physico-chimique, un coagulant est ajouté pour hausser la densité de la partie grasse et permettre sa décantation. La partie aqueuse est alors facilement récupérable (Sibouker, 2010).

1.2.4.4. Les boues d'épuration

Les boues d'épuration sont issues de la phase de traitement biologique après décantation. Elles sont composées d'eau, 35 à 85 % de la matière sèche organique et essentiellement de cadavres de bactéries et leurs substances toxiques. Leur siccité initiale ne dépasse pas les 10%. Comme les composés azotés et phosphorés ne sont généralement pas spécifiquement éradiqués, ils peuvent représenter un amendement agricole assez gratifiant si les boues font objet d'un traitement adapté (Kettab et al, 2017). La chaîne de traitement des boues est un peu plus longue que les autres sous-produits. Une stabilisation s'impose afin de diminuer la teneur en matières organique de la boue suivie d'un conditionnement visant la destruction de la structure colloïdale et un traitement de réduction de volume afin d'augmenter la siccité et optimiser la valorisation (Bechac et al, 1984).

1.2.4.4.1. Stabilisation des boues

1.2.4.4.1.1. Stabilisation aérobie

En aérobie, le processus rappelle le bassin d'aération des boues activées. Les boues sont mises dans un bassin ouvert avec une diffusion d'air mécanique. Le rendement d'abattement dépasse rarement les 20% (Bechac et al, 1984).

Si le bassin est isolé, une forte aération est nécessaire. Dans ce dernier cas, la montée de température due aux réactions d'oxydation est naturellement préservée et assure ainsi un rendement allant jusqu'à 50%. Les réactions sont les suivantes (Bechac et al, 1984) :



Suivie d'une importante nitrification:



1.2.4.4.1.2. Stabilisation anaérobie

En anaérobie, au sein d'un digesteur, le processus chimique de dégradation est celui de la méthanisation grâce aux bactéries anaérobies mésophiles ou thermophiles qui transforment la matière organique en méthane (65 à 70%) et en gaz carbonique (25 à 30%). La température doit être maintenue aussi constante que possible. L'abattement de la matière organique des boues atteint généralement les 50% avec une réduction du volume au même taux.

1.2.4.4.2. Conditionnement des boues

Cette phase vise la destruction plus ou moins complète de la structure colloïdale et la modification des forces de cohésion interne de la boue (Bechac et al, 1984). Cette opération préalable qui facilite la libération de l'eau liée aux particules est indispensable avant l'application des procédés de réduction de volume. Le rendement est la résistance spécifique à la filtration de la boue avant et après son traitement qui doit être minimale (Kettab et al, 2017). Le processus peut être thermodynamique ou physico-chimique :

1.2.4.4.2.1. Conditionnement physico-chimique

Le principe est celui de la coagulation-floculation avec l'ajout de sels minéraux et polymères comme : le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique et le sulfate ferreux, la chaux peut également être utilisée comme adjuvant de coagulation et correcteur de PH inhibant ainsi l'activité des microorganismes pathogènes (Cf. Annexe XXII). Le rassemblement des congglomérats permet la séparation de la phase aqueuse et une augmentation considérable de la siccité (Bechac et al, 1984).

1.2.4.4.2.2. Conditionnement thermique

Son but est de rompre les liaisons entre l'eau et les matières colloïdales afin de faciliter la déshydratation. Le principe est d'élever la température à 180°C pendant un temps précis sous une pression supérieure à celle de la vapeur saturante afin d'éviter l'évaporation d'eau de constitution et l'émission d'odeurs nauséabondes (Ati, 2010). L'élévation de température agite thermiquement et perturbe la structure hydrophile des boues en accélérant ainsi les réactions chimiques du milieu (hydrolyse, cracking...). Ce qui conduit à rompre la stabilité colloïdale de la suspension et diminuer ainsi la résistance spécifique à la filtration et solubiliser aussi une partie de MES.

1.2.4.4.3. Réduction de volume

Cette dernière phase vise plus particulièrement l'augmentation de la siccité de la boue afin d'optimiser les frais de gestion liée au transport et éventuel traitement supplémentaire et éviter le lessivage de l'Azote en cas d'épandage agricole.

1.2.4.4.3.1. Epaissement

L'objectif est d'augmenter la siccité des boues sans pour autant modifier le caractère liquide de celles-ci (Bechac et al, 1984). Cet épaissement peut se faire simplement par voie gravitaire dans un concentrateur ou par des moyens mécaniques : égouttage, flottation ou centrifugation (Cf. Annexe XXIII). La siccité des boues épaissies ne dépasse pas 7% en moyenne et se situe plutôt vers

5 à 6 %. Généralement, le procédé gravitaire est fréquent en zone rurale et concerne les petites stations d'épuration (inférieure à 2000 équivalents habitants). L'épaississement dynamique (ou mécanique) est plus fréquent pour les stations de taille comprise entre 2 000 et 5 000 équivalents habitants (Bechac et al, 1984).

1.2.4.4.3.2. Déshydratation

Elle permet une augmentation importante de siccité, qui modifie l'état physique des boues, celles-ci passant de l'état liquide à l'état pâteux ou solide (Sibouker, 2010). Les filtres à bandes (Cf. Annexe XXIV) et les centrifugeuses donnent des boues plutôt pâteuses en raison des performances de déshydratation modestes, qui plafonnent à 18-20 % de siccité pour la première famille de matériels, et 20-25 % de siccité pour la seconde. Le filtre-presse produit par contre des boues de structure solide (30 à 35 % de siccité) car conjuguant un conditionnement au lait de chaux et des pressions élevées (Bechac et al, 1984), (Sibouker, 2010).

1.2.4.4.3.3. Séchage

Il élimine en grande partie ou en totalité l'eau par évaporation, soit par voie naturelle (lits de séchage), soit par voie artificielle solaire ou thermique. La technique des lits de séchage peut se pratiquer à l'air libre en combinant évaporation naturelle et drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de graviers. Ce système extensif donne des boues solides à 35-40 % de siccité mais reste extrêmement dépendant des conditions météorologiques et des surfaces disponibles (Bechac et al, 1984), (Adler, 2005).

Les boues peuvent aussi être installées dans une serre (augmentation de la température par effet de serre) ou elles sont régulièrement retournées afin d'optimiser le contact avec l'air de séchage), l'air est dé-saturé de sa vapeur d'eau grâce à une extraction mécanique. La siccité obtenue avoisine les 60 à 65% sur une période de séchage d'environ 1 mois. Ce système peut être amélioré par couplage avec un plancher chauffant haussant la siccité jusqu'à 80% (Kettab et al, 2017), (Adler, 2005).

Une autre technique très efficace mais énergétiquement couteuse est le séchage thermique générant une siccité quasi-totale d'environ 95%. Les boues peuvent être mises en contact direct avec un fluide caloporteur et/ou indirect grâce à une transmission de chaleur à travers une paroi chauffée (Adler, 2005).

1.2.4.4.4. Décontamination

Si la pollution microbiologique est rémanente après les étapes précédentes, les boues d'épuration et d'eau potable doivent être mélangées à la chaux et de préférence à de la chaux vive plutôt qu'à de la chaux hydratée, afin d'élever leur pH à 12 et ainsi empêcher la survie des micro-organismes ou pathogènes. Ce traitement des boues permet aussi d'augmenter la siccité des boues (teneur en matière sèche) car la chaux vive réagit de manière exothermique au contact de l'eau contenue dans les boues et de la vapeur se dégage. Une siccité de 30% est facilement obtenue quel que soit l'équipement de déshydratation utilisé. Le mélange boue / chaux vive doit être le plus homogène & intime possible afin que chaque grain de chaux rentre bien en réaction permettant ainsi un rendement optimum (Kettab et al, 2017).

1.2.5. Conclusion

Les techniques de traitement des eaux usées et des sous-produits résultants sont diverses et présentent des aspects avantageux et attrayants mais génèrent aussi des inconvénients à la gestion selon les paramètres quantitatifs et qualitatifs du sous-produit, du climat et topographie, du milieu récepteur...etc. Il est impératif qu'il y ait une optimisation du coût du traitement selon la destinée choisie et un monitoring régulier et minutieux du sous-produit et du milieu récepteur. Ceci permettra une gestion des risques environnementaux et sanitaires, une minimisation du coût et une maximalisation des amendements hydriques et agricoles.

Chapitre 1.3

Devenir des Sous-Produits

Les attraits et les contraintes liées aux différentes prédestinations possibles des sous-produits de l'épuration...

1.3.1. Introduction

Le choix de la destinée idéale d'élimination ou de réemploi d'un sous-produit d'épuration d'eau usée nécessite une évaluation minutieuse des amendements apportés sur le plan hydrique ou agricole et des risques sanitaires et environnementaux.

Pour cela, la caractérisation de l'eau traitée et de ses produits constitue un pilier pour la sélection de l'option optimale de gestion et pour l'estimation de la tolérance du milieu récepteur est appuyée par une législation établie par les institutions nationales et internationales de normalisation. Les limites conventionnelles de rejet ou de réemploi couvrent un large spectre de paramètres faisant l'objet d'une mise à jour perpétuelle à cause de l'émergence continue de micropolluants et autres contaminants à effet différé.

Un dernier point qui n'est guère négligeable est l'appréciation des déchets ultimes issus du traitement des sous-produits et qui ne peuvent être traités à leur tour. A caractère polluant et tenace, la minimalisation de leur production devient alors primordiale (Ati, 2010).

1.3.2. Devenir des eaux usées épurées

Les eaux usées épurées peuvent rejoindre le milieu naturel comme elles peuvent être valorisées dans : le processus industriel, le nettoyage urbain, la protection contre les incendies, la pisciculture et plus fréquemment en irrigation ou leur amendement en nutriments est exploité par les cultures. Cette dernière option représente 70% de la fraction réutilisée dans le monde. D'autres options nécessitant un traitement plus poussé et une étude approfondie sont : la recharge des nappes ou la production d'eau potable (Kettab et al, 2008), (Pappu et al, 2007), (Djaffar, 2017).

Les prédestinations nécessitant le respect d'un cadre législatif pointilleux et généralisé sont le rejet naturel et l'irrigation. En industrie, les normes sont spécifiées en interne et ne peuvent être généralisées. En AEP, la qualité du produit fini après passage par une station de traitement doit être conforme aux normes de l'eau potable.

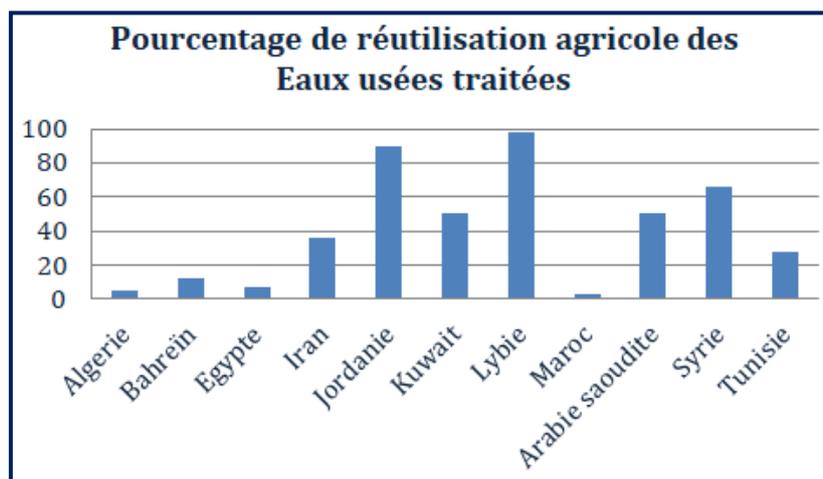


Figure 1.3.1. Pourcentage de réutilisation agricole des eaux usées traitées dans la région MENA
(Source : FAO AQUASTAT 2018) (Zekri, 2020)

Comme illustré dans la figure 1.3.1, la Libye est en tête de liste des pays nord-africains et orientaux dans la réutilisation agricole des eaux usées tandis que l'agriculture Algérienne exploite moins d'un vingtième de cette ressource (Zekri, 2020).

Aux états unis d'Amérique, 34 états disposent de réglementations concernant l'usage agricole des eaux usées. La Californie fait office de précurseur. Sa réglementation sur la qualité des eaux et leur utilisation, dénommée « Title 22 », est une référence au niveau international. Respectivement, plus de 63 % (570.000 m³/j) et 34 % (340.000 m³/j) des eaux usées épurées des états de Californie et de Floride sont réutilisées pour l'agriculture (Reddy et al, 2020), (Baumont et al, 2004), (France et al, 2010).

En Afrique, la Tunisie a développé un programme de réutilisation des eaux usées épurées dès les années soixante. Dans ce pays, l'augmentation de la population et du niveau de vie, ont accru à la fois les besoins en eau et les rejets d'eaux épurées dans le milieu naturel. Les politiques se sont donc trouvées face à une crise économique et écologique dans certaines régions. La première utilisation d'eaux épurées a eu lieu aux alentours de Tunis, pour irriguer 600 ha de citronniers. La nappe qui alimentait autrefois les circuits d'irrigation avait été surexploitée et commençait à être envahie par l'eau de mer (Bahri et al, 2002). Il a donc fallu trouver une solution alternative. Puis, à partir des années quatre-vingt, une politique ambitieuse de réutilisation a été mise en place. En 1993, 6400 ha de terres agricoles étaient irrigués avec des eaux épurées, et ce chiffre devait atteindre 20 à 30 000 ha dans les années suivantes (Bahri et al, 2002). Le traitement préconisé est le bassin de maturation, le plus adapté aux conditions techniques et économiques locales. Les restrictions d'utilisation ne concernent que les légumes destinés à être consommés crus ou cuits, selon la réglementation tunisienne établie en 1989 (Assano, 1998).

En Algérie, le volume réutilisé enregistré par l'ONA en 2016 est estimé à 14,6 Millions de m³, desservi par 17 STEP ; afin d'irriguer plus de 11076 ha de superficies agricoles, il s'agit de : Kouinine (El Oued), Ouargla, Guelma, Souk Ahras, Tlemcen, Mascara, Boumerdes et les lagunes de : Ghriss, Bouhanifia, Hacine, Oued Taria, Froha, Khalouia, Tizi et Mohamadia. Quant à la réutilisation municipale, les activités les plus notables et récurrentes sont la réutilisation mensuelle de plus de 18000 m³ d'eau usée épurée de la STEP de Tipaza pour la lutte contre les incendies et le nettoyage de la ville de Boumerdes grâce à l'octroi mensuel de 12 m³ par la STEP de la région. En industrie, La STEP de Jijel est le meilleur exemple cédant un volume de 15000 m³/mois d'eau usée épurée au profit de la tannerie de Jijel (Chachoua et al, 2016), (Boumalek et al, 2019).

1.3.2.1. Cadre réglementaire du rejet dans le milieu naturel

Généralement, quand les données relatives à la caractérisation des eaux traitées sont limitées ou que la STEP est géographiquement proche du milieu aquatique, elles rejoignent simplement les eaux de surface adjacentes. Cependant, ce milieu récepteur reste assez sensible et ne peut tolérer des anomalies dans son équilibre physico-chimique ou biologique. Afin d'assurer la survie de la faune et la flore aquatiques, un spectre de normes principales doit être respecté, sinon, l'eau traitée doit être renvoyée en tête de STEP ou faire objet d'un traitement complémentaire pour assurer l'élimination des excès (Sibouker, 2010), (Drouiche et al, 2012). La législation algérienne est de plus en plus stricte vis-à-vis de l'application des normes de rejet des eaux dans le milieu naturel surtout vis-à-vis des industriels qui sont sensés se munir d'un traitement préalable afin d'atteindre la conformité conventionnelle (Kettab et al, 2008), (Karef, 2017).

La loi publiée est celle du journal officiel en 1996 infligeant des normes basées sur la réglementation mondiale de l’OMS (Nakib, 2015), (Karef, 2017). Les normes correspondantes aux différents paramètres sont mentionnées dans les tableaux 1.1.6, 1.1.7, 1.1.8, 1.1.9, 1.1.10 et 1.1.12.

1.3.2.2. Valorisation agricole

1.3.2.2.1. Cadre réglementaire de la réutilisation agricole

Les eaux réutilisées dans le domaine d’irrigation sont classées en fonction du niveau épuratoire, en A, B et C selon la nature des plantes à irriguer et leur tolérance à certains polluants. La présence des conditions initiales du degré de contamination du sol correspondant à la culture.

Les normes internationales suivies sont celles de l’Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et celles de la FAO (Food & Agriculture Organization). Certains pays ont élaboré leurs propres normes comme les Etats Unies USEPA (United States Environmental Protection Agency) qui a publié, en 1992 en collaboration avec l’USAID (United States Agency of International Development), ses propres recommandations sur la réutilisation des eaux usées épurées (Nakib, 2015).

La France applique les recommandations du CSHP (Conseil supérieur d’hygiène publique de France), inspirées à partir de celles de l’OMS, afin de protéger la santé publique (Nakib, 2015), (Karef, 2017).

L’Algérie applique les normes appuyées par l’IANOR N°17683 et approuvées par le ministère des ressources en eau qui suivent celles de la FAO et de l’OMS. L’article correspondant est l’article 15 du décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007 fixant les modalités de concession d’utilisation des eaux usées épurées à des fins d’irrigation. Des groupes de cultures bien spécifiques sont dictés dans ce contexte (Cf. tableau 1.3.1) (Nakib, 2015).

Tableau 1.3.1. Groupes et Listes de Cultures irrigables par les EUT (MRE)

Groupes De Cultures	Liste des Cultures
Arbres fruitiers	Dattiers, vigne, pomme, pêche, poire, abricot, nèfle, cerise, prune, nectarine, grenade, figue, rhubarbe, arachides, noix, olive.
Agrumes	Pamplemousse, citron, orange, mandarine, tangerine, lime, clémentine.
Cultures fourragères	Bersim, maïs, sorgho fourragers, vesce et luzerne.
Cultures industrielles	Tomate industrielle, haricot à rames, petit pois à rames, betterave sucrière, Coton, le tabac, le lin.
Cultures céréalières	Blé, orge, triticales et avoine
Production des semences	Pomme de terre, haricot et petits pois.
Arbustes fourragers	Acacia et l’Atriplex.
Les plantes florales à sécher ou à usage industriel.	Le rosier, l’iris, le jasmin, la marjolaine et le romarin.

Pour les arbres fruitiers, l'irrigation avec des eaux usées épurées est permise à condition que l'on cesse l'irrigation au moins deux semaines avant la récolte. Les fruits tombés au sol ne sont pas ramassés et sont à détruire. Quant aux cultures fourragères, Le pâturage direct dans les parcelles irriguées par les eaux usées épurées est strictement interdit et ce, afin de prévenir toute contamination du cheptel et par conséquent des consommateurs (MRE) (Chachoua et al, 2016), (Nakib et al, 2016).

Des valeurs limites ont aussi été listées par le ministère des ressources en eau concernant les paramètres microbiologiques (Cf. tableau 1.3.2), les paramètres physico-chimiques, les paramètres de pollution organiques et les éléments à trace métallique (Cf. tableau 1.3.3) (Chachoua et al, 2016), (Boumalek et al, 2019), (Nakib et al, 2016).

Tableau 1.3.2. Normes de REUT pour les paramètres microbiologiques (MRE)

Groupes de cultures	Paramètres microbiologiques	
	Coliformes Fécaux (CFU/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (Œufs/l) (moyenne arithmétique)
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Irrigation non restrictive ➤ Culture des produits pouvant être consommés crus 	<100	Absence
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Légumes qui ne sont pas consommés que cuits ➤ Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire 	<250	<0.1
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Arbres fruitiers ➤ Cultures et arbustes fourragers ➤ Cultures céréalières ➤ Cultures industrielles ➤ Arbres Forestiers ➤ Plantes florales et ornementales 	< 1000	<1
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les cultures du groupe précédent (CFU/100 ml) utilisant l'irrigation localisée 	Pas de norme Recommandée	Pas de norme recommandée

Certaines restrictions additionnelles sont listées par le ministère des Ressources en eau (Chachoua et al, 2016), (Nakib et al, 2016) :

- ✓ Pour les arbres fruitiers, l'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol. L'irrigation par aspersion est à éviter. Quant aux arbustes fourragers, le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe. Pour les cultures industrielles et arbres forestiers, des paramètres plus permissifs peuvent être adoptés ;

- ✓ Une directive plus stricte (<200 coliformes fécaux par 100 ml) est justifiée pour l'irrigation des parcs et des espaces verts avec lesquels le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels ;
- ✓ L'irrigation localisée Exige une technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes et à condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrisent la gestion de l'irrigation localisée.

Tableau 1.3.3. Normes de REUT pour les paramètres Physico-chimiques (MRE) (Nakib, 2015)

Paramètres		Seuil admissible
Physiques	pH	[6,5-8,5]
	MES	30 mg/l
	CE	3 dS/m
Chimiques	DBO ₅	30 mg/l
	DCO	90 mg/l
Eléments Toxiques en mg/l (Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin)	Aluminium	20
	Arsenic	2
	Béryllium	0,5
	Bore	2
	Cadmium	0,05
	Chrome	1
	Cobalt	5
	Cuivre	5
	Cyanures	0,5
	Fluor	15
	Fer	20
	Phénols	0,002
	Plomb	10
	Lithium	2,5
	Manganèse	10
	Mercure	0,01
	Molybdène	0,05
	Nickel	2
	Sélénium	0,02
	Vanadium	1
Zinc	10	

1.3.2.2.2. Réceptivité de l'hôte agricole

Les différentes espèces agricoles ont une tolérance différente aux multiples paramètres de pollution, aux caractéristiques physico-chimiques et à la charge saline. La granulométrie ainsi que les conditions initiales du sol sont primordiales avant la sélection d'une certaine culture (Elmeddahia et al, 2016).

En ce qui concerne les éléments-trace métalliques, les différentes cultures ont des capacités d'accumulation différentes (Nakib, 2015). Cependant, la fraction majeure de ces éléments se retrouve dans les boues d'épuration.

Tableau 1.3.4. Capacité d'accumulation des ETM par les espèces végétales (Nakib, 2015), (Gupta et al, 2013)

Capacité d'accumulation	Elément	Espèce Végétale
Très faible	Cadmium	Céréales, maïs, pomme de terre
	Plomb	Toutes les espèces
Faible	Cadmium	Betterave, poireau,
	Cuivre	Pomme de terre, chou vert, épinard
Moyenne	Cadmium	Chou,
	Cuivre	Laitue, betterave
Forte	Cadmium	Carotte, laitue, épinard, céleri
	Cuivre	Carotte

Quant aux microorganismes pathogènes, le risque potentiel est souvent rémanent dans le fruit car le temps de survie peut être affecté par les paramètres physico-chimiques du sol (Cf. tableau 1.3.5). Un pH basique et un taux d'ensoleillement élevés peuvent diminuer considérablement la survie de la majorité des microorganismes. En outre, le mode d'irrigation par aspersion peut augmenter le risque de contamination directe du fruit lors de l'arrosage et c'est pour cela qu'il est banni dans le cas d'une eau usée traitée (Nakib, 2015), (Elmeddahia et al, 2016).

Tableau 1.3.5. Temps de survie des microorganismes pathogènes en jours. (Nakib, 2015), (Assano, 1998)

Famille	Eaux de surface	Sur les plantes	Sur le sol
Virus	[50-120]	[15-60]	[20-100]
Bactéries	[10-60]	[2-30]	[10-70]
Protozoaires	[10-30]	[2-10]	[10-20]
Helminthes	Des mois	[30-60]	Des mois

Un autre paramètre important est la salinité que les espèces végétales reçoivent et accumulent avec différentes capacités. Le diagramme de classification de richards (Cf. Figure 2.2.5) permet de croiser les intervalles de la conductivité électrique et du ratio d'adsorption du Sodium qui est un paramètre prévisionnel de l'impact des eaux d'irrigation sur la perméabilité du sol et qui est calculé suivant la formule 1.3.1 ci-dessous (Landreau et Moniton, 1977) :

$$SAR = [Na +] / \sqrt{([Ca +] + [Mg +]) / 2} \quad (1.3.1)$$

Le mode d'irrigation vient s'ajouter aux nombreux facteurs affectant l'absorption de la charge saline par la plante. Les modes uniformes par submersion sont plus adaptés pour les eaux ayant une salinité élevée malgré les pertes hydriques induites. Cela permet de lessiver une partie du Sodium et de réduire l'accès racinaire à cet élément. Les modes localisés comme le goutte-à-goutte augmentent l'accessibilité aux racines même si le système est souterrain (Kettab et al, 2017), (Djillali et al, 2020).

Les espèces végétales ont été classées selon l'intervalle d'admissibilité de conductivité ou de salinité dans le tableau 1.3.6 ci-dessous :

Tableau 1.3.6. Tolérance à la conductivité par groupe de culture (FAO, 2003)

Intervalles de conductivité (dS/m)					
<2	2-3	3-4	4-5	5-7	>7
Citrus	Figue	Sorgho	Soja	Carthame	Coton
Pomme	Olive	Arachides	Palmier	Blé	Orge
Pêche	Brocoli	Riz	Phalaris aquatique	Betterave sucrière	
Raisin	Tomate	Betterave	Trèfle		
Fraise	Concombre	Fétuque	Artichaut		
Pomme de terre	Cantaloup				
Poivron	Pastèque				
Carotte	Epinards				
Oignon	Vesce commune				
Haricot	Sorgho du Soudan				
Mais	Luzerne				

1.3.2.2.3. Valeur Nutritive

Les eaux usées traitées contiennent les éléments majeurs essentiels à la vie des plantes qui sont l'azote, le phosphore et le potassium. Une petite fraction d'environ 20 à 30% est organique et n'est assimilable qu'après minéralisation par les microorganismes du sol.

Les matières en suspension rémanentes contribuent également à la fertilisation des sols car elles sont riches en matière organique (notamment la fixation du phosphore organique) et elles jouent ainsi un rôle important dans l'amélioration de la structure et de la capacité de rétention du sol (Nakib, 2015), (Nakib et al, 2016).

En outre, cette technique représente une forme de fertigation où les éléments fertilisants sont induits à l'eau d'irrigation. L'avantage principal qui en résulte est l'accoutumance du sol et de la plante à des petites doses régulières pour le développement au lieu d'une dépendance à des doses importantes et espacées de fertilisants solides (Nakib, 2015), (Assano, 1998).

1.3.3. Devenir des sous-produits de l'épuration

1.3.3.1. Refus de dégrillage

Leur nature diverse et pas particulièrement valorisable ne laisse que très peu d'options envisageables. Par conséquent, les déchets sont mis en décharge afin d'être incinérés ou enterrés et dallés sous une structure en béton comme les murs de soutènement.

La catégorie des différentes composantes est soit ménagère et assimilable ou inertes (pierres charriées...etc.). Une partie peut être biodégradable ou simplement inerte, n'interagissant pas avec les autres éléments environnementaux. Les déchets ultimes issus de l'incinération sont composés de cendres volantes ayant un effet nocif sur l'écosystème ou elles s'accumulent (Bechac et al, 1984), (Sibouker, 2010).

1.3.3.2. Sables

Les sables n'ayant pas subi un traitement de lavage et de classification, ne peuvent qu'être mis en décharge avec le reste des déchets. Vu la fraction à potentiel contaminant et la faible teneur en Azote, la valorisation agricole ne peut être envisagée (Balet, 2008).

Quant aux sables traités, si la fraction organique a été abattue, ils peuvent constituer un matériau valorisable en génie civil comme pour le remblayage des conduites d'assainissement, l'ajout aux autres granulats utilisés dans les différentes couches de voirie...etc. (Sibouker, 2010), (Balet, 2008).

1.3.3.3. Graisses

Vu la quantité des graisses peu abondante dans les stations recevant des eaux domestiques, un dispositif de traitement n'est pas toujours mis à disposition. La mise en décharge est souvent leur destinée inévitable face à un manque d'aptitude de gestion.

La valorisation des graisses en agriculture ne devient théoriquement possible dès lors que les graisses ont fait l'objet d'un traitement augmentant leur siccité et puis d'une minéralisation les enrichissant en azote et phosphore comme le compostage se basant sur une dégradation aérobie ou par dégradation anaérobie dans un digesteur (Sibouker, 2010).

Cependant, l'installation d'une unité de compostage en milieu urbain nécessite des surfaces importantes selon les volumes de graisse produite. En outre, les nuisances olfactives ne sont pas négligeables durant la phase de fermentation des déchets graisseux. Quant aux digesteurs, leur monitoring est extrêmement délicat vu la série de réactions biochimiques qui s'y produisent générant du gaz de méthane. La supervision d'un personnel qualifié est impérative et la mise en œuvre est plus rentable dans les stations à très hautes capacités (Djaffar, 2017).

1.3.3.4. Les Boues d'épuration

Annuellement, une station d'épuration à boues activées urbaine de 25000 Eq-hab produit au minimum 300 tonnes de boue déshydratée. Ces quantités peuvent aller bien au-delà selon la dimension de la station (Boumalek et al, 2019), (Nakib et al, 2015). Par conséquent, une gestion du volume et de la qualité s'impose afin qu'elles ne représentent pas un fardeau environnemental et la mise en décharge est loin d'être une option

écologique vu le dégagement toxique du gaz de sulfure d'Hydrogène et la percolation de la phase aqueuse pouvant contaminer les nappes (Bechac et al, 1984), (Sibouker, 2010).

Une autre issue à double tranchant est l'incinération pouvant être réalisée avec ou sans valorisation énergétique des gaz produits. Elle vise notamment les grosses agglomérations et collectivités où l'épandage des boues est concurrencé par l'épandage des déchets organiques d'origine agricole et les collectivités à caractère touristique. Son bilan écologique n'est pas intéressant, car il est à l'origine de pollution atmosphérique. Plusieurs types d'incinérations coexistent dont l'incinération spécifique et la Co-incinération. Cette dernière consiste à incinérer des boues usées urbaines et des ordures ménagères (Sibouker, 2010), (Balet, 2008).

L'épandage agricole est alors un procédé optimal pour une élimination totale de la pollution azotée et phosphorée rémanentes après épuration des eaux et pour un apport en éléments fertilisants et de matières organiques pour les sols appauvris de ces éléments. L'aspect économique de l'opération est important car les boues d'épuration peuvent apporter des quantités non négligeables en éléments fertilisants (Boumalek et al, 2019), (Nakib et al, 2015).

1.3.3.4.1. Attraits et contraintes de l'épandage agricole des boues

L'amendement organique de ce procédé regroupe une somme importante et hétérogène de composés carbonés d'origine végétale et animale : des débris en cours de décomposition issus de la végétation (sarments, feuilles, racines, herbe) qui constituent la litière du sol, jusqu'à l'humus stable solidement fixé aux particules d'argile qui garantit la pérennité structurale (Nakib, 2015).

Les matières organiques stimulent l'activité biologique du sol et assurent le stockage et la mise à disposition pour la plante, par minéralisation, des éléments dont elle a besoin. Elles représentent aussi le liant des particules minérales (argiles, limons et sables) à travers le complexe argilo-humique et de ce fait, participent à la qualité de la structure du sol et à sa stabilité vis à vis des agressions extérieures (pluie, compaction entraînées par le passage d'engins agricoles, etc. Le complexe argilo-humique, dont la structure est en feuillet, possède une charge négative qui a la capacité de fixer les cations présents dans la solution du sol (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ ...etc.) (Karef et al, 2014), (Nakib et al, 2015).

En outre, l'organicité du sol joue un rôle fondamental au niveau environnemental en retenant les micropolluants organiques et les pesticides. L'augmentation de leur temps de passage dans le sol permet d'améliorer leur dégradation par les microorganismes. Elles participent au maintien de la qualité du sol (Nakib et al, 2015).

Quant à l'apport en éléments fertilisants des boues, il représente un important pilier dans la croissance et le développement des plantes et contribue massivement à l'enrichissement du mécanisme nutritif édaphique en contenant ces trois catégories de nutriments (Karef et al, 2014), (Nakib et al, 2015) :

- ✓ Les éléments principaux qui sont l'azote, le phosphore et le potassium, interviennent dans des réactions complexes dans le processus de croissance et développement des plantes. Une carence en Azote jaunit le feuillage et amincit les tiges tandis qu'une carence en phosphore génèrerait le phénomène de nanisme chez certaines plantes,

- ✓ Les éléments secondaires comme le Magnésium, le Calcium, le Sodium et le Soufre ne sont pas des nutriments primordiaux mais sont tout de même importants et indispensables à la bonne croissance des plantes,
- ✓ Les oligo-éléments : comme le bore, chlore, cuivre, fer, manganèse, molybdène, zinc, représentent un centième de la matière sèche du sol et sont ainsi utiles pour toutes les réactions chimiques qui ont lieu dans la plante tout au long de l'année.

Par conséquent, La fertilisation avec des boues d'épuration est économiquement très attrayante car elle permet de contribuer à la réduction des coûts des engrais industriels et de préserver les ressources naturelles en éléments nutritifs notamment le phosphore. Les réserves de ce dernier dans les mines sont surexploitées, ce qui amènerait à leur épuisement éventuel d'ici un siècle et en dépit de la disponibilité des réserves souterraines sous les mers, leur exploitation serait très coûteuse et l'extraction serait presque impossible (Ati, 2010).

Hélas, cela ne peut pas être sans contraintes car l'application des boues d'épuration, même traitées, sur des terres agricoles représente un risque de contamination du sol. Appliquée pendant des années et inadéquatement, la fertilisation peut conduire à une pollution de eaux de surfaces (par drainage ou par érosion) ainsi que des eaux souterraines et de source (Nakib, 2015), (Assano, 1998). D'autre part, les polluants s'accumulent dans le sol, ce qui entraîne à long terme une diminution de la fertilité du sol (réduction de la diversité et de l'activité microbienne), de la qualité des plantes cultivées ainsi que du rendement de culture. De plus, les polluants peuvent atteindre la chaîne alimentaire et avoir des répercussions négatives sur les êtres humains et les animaux d'élevage (Gupta et al, 2013).

Tout d'abord, l'accumulation des éléments traces métalliques dans le sol doit être évaluée et comparée aux normes. De plus, Certains polluants organiques, qui sont très peu toxiques pour les plantes (assimilables ou partiellement assimilables), se retrouvent comme contaminants superficiels dans les pâturages, prairies, etc. et représentent donc un vrai risque de toxicité pour les humains et les animaux d'élevage (Karef et al, 2014).

Les boues d'épuration peuvent être porteuses d'agents pathogènes car même après digestion, les boues ne doivent pas être mises en contact direct avec des produits agricoles susceptibles d'être consommés crus (Boumalek et al, 2019). Les agents pathogènes les plus trouvables dans des boues sont : des bactéries (Salmonelles), des virus (l'Hépatite B), des protozoaires (Entamibes) et des helminthes (Ascaris). Une hygiénisation à la chaux permet de réduire considérablement le nombre de pathogènes par augmentation du pH et ainsi de minimiser les risques de contamination (Kettab et al, 2017), (Ati, 2010).

En outre, les paramètres physico-chimiques de la boue déshydratée sont importants :

- ✓ Le pH qui doit être dans un intervalle neutre (Nakib, 2015),
- ✓ Le pourcentage de matière organique devant être inférieur à 65% pour indiquer une bonne minéralisation (Canler, 2005),
- ✓ Le pourcentage de siccité qui doit être idéalement haut afin d'éviter le lessivage des éléments fertilisants ou favoriser la survie des microorganismes pathogènes par humidité (Assano, 1998)
- ✓ Le rapport C/N qui peut exprimer le taux de blocage de l'Azote par le Carbone (Nakib, 2015), (Boumalek et al, 2019).

1.3.3.4.2. Cadre règlementaire de l'épandage agricole des boues

La norme internationale suivie est la norme ISO/DIS 19698 de Novembre 2018 dictant la valorisation, le recyclage, le traitement et l'utilisation bénéfique des bio-solides (boues) sur les terres agricoles. (Boumalek et al, 2019). La Norme Algérienne NA 17671 2010 : Matières fertilisantes, boues des ouvrages de traitement des eaux épurées urbaines, Dénominations et spécifications (Adoption de la NF U44-041 1985) dicte des limites concernant les éléments traces métalliques en ppm (Karef et al, 2014), (Nakib et al, 2015).

Les STEP algériennes produisent environ 2000 tonnes par mois de boues résiduelles (Source : ONA). Le secteur agricole est très demandeur de ces boues comme amendement organique. Il est cependant exigé d'organiser ces transferts afin d'éviter les problèmes sanitaires : éventuels éléments traces métalliques quand il y a des usines polluantes en amont de la station, germes pathogènes (Karef et al, 2014), (Boumalek et al, 2019). Le tableau 1.3.7 ci-dessous dicte les limites de toxicité des éléments traces métalliques principaux dans la boue d'épuration avant épandage :

Tableau 1.3.7. Valeurs limites des ETM dans les boues d'épandage. (Karef et al, 2014), (Boumalek et al, 2019), (Nakib et al, 2015).

Elément	Valeurs limites en ppm (OMS- NFU 44-095)
Cu	1000
Cd	20
Pb	800
Cr	1000
Hg	10
Ni	200
Zn	3000

En perspective, l'ONA a imposé quelques conditions au secteur agricole pour contourner ces risques (Nakib, 2015) :

- ✓ Eviter l'épandage de ces boues sur les terres à maraîchage,
- ✓ Les composter car la haute température inhibe les germes,
- ✓ Les analyser afin d'avoir une cartographie des risques éventuels.

1.3.4. Conclusion

L'eau usée traitée constitue une ressource hydrique non-négligeable que ce soit dans le domaine municipal, industriel ou agricole ou les boues d'épuration aussi constituent un fertilisant riche et valorisable. Comme les composantes agricoles sont assez délicates et afin de tirer profit maximal des sous-produits de l'épuration des eaux sur un plan agricole, un monitoring régulier et minutieux de toutes les matrices liées à cette technique s'impose. Il est impératif de planifier la caractérisation des sous-produits, du sol, de la tolérance et la sensibilité de la culture ainsi que les conditions climatiques. Il est impératif qu'il y ait une bonne gestion et évaluation de la rentabilité économique et environnementale de n'importe quel projet urbain ou agricole susceptible de puiser de ces ressources d'une station d'épuration afin d'approcher des résultats prospères sans pour autant compromettre la santé publique ou les milieux récepteurs.

Partie 2

Partie
Expérimentale

Chapitre 2.1

Méthodologie et Approche d'Etude

*Description des zones d'études, des démarches
analytiques et statistiques pour la synthèse des données...*

2.1.1. Introduction

Afin d'évaluer les attraits et les contraintes liées à la valorisation de la ressource qui est l'eau usée épurée en Algérie, il est judicieux de diagnostiquer et caractériser tous les produits de la chaîne épuratoire allant de l'effluent jusqu'à l'influent et les sous-produits résultants (Bouanani et al, 2020). Cela permet de déterminer l'impact de l'origine de l'effluent sur les produits obtenus et d'apporter des suggestions pour l'amélioration de la performance épuratoire et l'optimisation de la rentabilité de la valorisation agricole.

Le système le plus courant en Algérie est l'épuration à boues activées dont la production des boues représente à côté de la ressource hydrique qui est l'eau traitée, une ressource fertilisante avec beaucoup d'attraits. Pour cela, les stations d'épuration sélectionnées pour ce cas d'étude se situent au nord Algérien et même si leur système épuratoire est globalement similaire, les réseaux d'assainissement qui les alimentent ont des taux de dilution assez différents (Saidam, 2005), (Bendjoudi, 2008). La multiplicité des stations étudiées permet d'appuyer l'authenticité des résultats et de déceler les paramètres répétitifs et les paramètres à forte fluctuation ou imprévisibles.

2.1.2. Caractéristiques des zones d'étude

Les stations choisies sont toutes localisées au nord-est du pays aux wilayas de Bejaia et Boumerdes. En outre, la station d'épuration de Koléa diagnostiquée en 2011 par M. Nakib et al nous servira d'outil de comparaison et d'appui dans l'interprétation des résultats obtenus dans les autres stations (Nakib, 2015).

Au nord Algérien, les sols des terres agricoles sont globalement à prédominance argileuse et limoneuse (Bendjoudi, 2008), (Ecrement et Seghir, 1971). Les cultures prédominantes dans la vallée de la Soummam sont le figuier et l'olivier mais on y trouve aussi des cultures maraichères et potagères comme les poivrons, les cardons et les fourrages. Dans la plaine de Mitidja, on trouve en grande majorité l'arboriculture des agrumes et les champs céréaliers et partiellement de l'arboriculture vignoble, des maraichages...etc. (Hadibi et al, 2008), (Bord, 1981).

2.1.2.1. Présentation géographique et climatique des zones d'étude

- STEP de Sidi Ali Lebhar à Bejaia :

Avant d'être rejetées dans l'embouchure de l'Oued Soummam, les eaux usées de la région de Sidi Ali Lebhar sont traitées par la station située à 36°43'16.7"N de latitude et à 5°04'35.3"E de longitude, se trouvant à 01 km de l'aéroport Abane Ramdane de la commune de Bejaïa (Cf. Annexe XXV). Le climat régional est méditerranéen avec des températures moyennes oscillant entre 11 et 25°C avec un écart type standard de 5°C (Bouanani et al, 2017).

La région comportant actuellement 5000 habitants, est assainie à travers un réseau globalement séparatif vu la pluviométrie régionale relativement importante et avoisinant les 800 mm annuellement (Bouanani et al, 2017).

- STEP de Souk El Tenine à Bejaia :

La station d'épuration assainissant les communes de Souk El Tenine et Melbou, est située à 36°38'10.2"N de latitude et à 5°20'41.4"E de longitude, se trouve à près d'un 01 km de station urbaine de la commune de Souk El Tenine (Cf. Annexe XXVI). Le climat régional

est toujours méditerranéen humide avec des températures moyennes oscillant entre 11 et 26°C avec un écart type standard de 3°C (Bouanani et al, 2020).

La région ayant une population de 27427 habitants en 2020, est assainie à travers un réseau mixte avec prédominance unitaire. La destination finale des eaux traitées Oued Agrioun. La pluviométrie annuelle avoisine également les 800 mm (Bord, 1981).

- STEP de Boumerdes :

Les eaux usées issues des communes Boumerdes, Corso et Tidjelabine sont toutes épurées à travers un réseau unitaire les acheminant vers une station située à 36°44'51.5"N de latitude et à 3°28'03.3"E de longitude (Cf. Annexe XXVII). Les eaux traitées sont ensuite partiellement acheminées vers le périmètre agricole de Corso sous restrictions et le surplus est rejeté vers l'embouchure de l'Oued Tatareg (Nakib, 2015), (Bouanani et al, 2020).

La population des trois communes bénéficiant de cet ouvrage avoisine les 103000 habitants. Le climat de la région est chaud et tempéré caractérisé par une pluviométrie acceptable avoisinant une moyenne de 740 mm et une température moyenne oscillant de 10 à 28°C.

- STEP de Koléa :

Située à 36°37'36.5"N de latitude et 2°47'31.2"E de longitude (Cf. Annexe XXVIII), la station de Koléa permet d'assainir les eaux usées de la ville de Koléa à travers un réseau unitaire avant de les rejeter dans l'Oued Mazafran (Nakib et al, 2016). La région contient en 2020 une population extrapolée estimée à environ 68000 habitants. Le climat y est relativement sec avec des températures moyennes allant de 10 à 26°C et un écart type standard de 6°C. Les précipitations moyennes annuelles avoisinent les 670 mm.

2.1.2.2. Présentation technique des STEP

Les paramètres primordiaux représentant la base du dimensionnement de n'importe quelle STEP se déterminent à partir d'une donnée principale qui est la taille de la population dans la région à assainir. Le type de réseau et l'aspect urbain ou rural de la région permettent d'en tirer la dotation individuelle et ainsi le débit rejeté et la charge polluante correspondante sont déduits avec une projection sur période donnée.

Le tableau 2.1.1 ci-dessous présente les données projetées du dimensionnement :

Tableau 2.1.1. Capacités nominales des STEP étudiées (Nakib et al, 2016), (Bouanani et al, 2020).

STEP	Sidi Ali Lebhar	Souk El Tenine	Boumerdes	Koléa
Organisme gestionnaire	ONA	ONA	ONA	SEAAL
Débit nominal	3000	5710	15000	10910
Equivalent habitant	25000	47580	75000	75000

Même si la chaîne de traitement est globalement similaire pour le STEP à boues activées, les ouvrages nécessaires à chaque étape peuvent différer en termes de géométrie ou de mécanisme comme décrit dans le tableau 2.1.2 ci-dessous :

Tableau 2.1. 2. Descriptif interne des STEP étudiées (Bouanani et al, 2020), (Bord, 1981).

Ouvrage/STEP		Sidi Ali Lebhar	Souk el Tenine	Boumerdes	Koléa
Pré-traitements	Dégrillage	Un puit de curage manuel à section rectangulaire et fond conique permet de retenir les déchets grossiers grâce à une grille verticale de 50 mm d'espacement, avant passage au puit de pompage débouchant vers un canal de tamisage fin à travers une maille de 3 mm	Une dégrilleur mécanique semi-rotatif permet de retenir de manière automatique les déchets grossiers et de déverser l'eau vers une grille voisine plus fine et a curage manuel. Une grille additionnelle de secours est mise en place pour les cas de by-passage.	Un dégrilleur automatique de type champ courbe 20 mm assure la rétention des déchets. Un dégrilleur de secours à champ droit à nettoyage manuel est utilisé en cas de by-passage.	il est assuré par une grille à grappin de 1,2 m de longueur, 20mm d'espacement entre les barreaux et avec une puissance de P= 0,55 KW. Le refus est régulièrement évacué à l'aide d'un tapis transporteur.
	Dessablage	Pour ces trois stations, il existe une ligne combinée de dessablage-dégraissage comportant un pont mécanique permettant l'élimination des graisses par raclage rotatif superficiel après par insufflation d'air. L'élimination des sables sédimentés se fait par un classificateur à sables avec vis d'extraction.			L'opération de dessablage est assurée par deux dessableurs cylindro-coniques de 23 m ³ chacun.
	Déshuilage				Inexistant
Décantation primaire		Inexistant			
Traitement biologique à boues activées		Le système est de type Carrousel dans un bassin ovale chicané de 4359 m ³ , idéal pour un traitement biologique à faible charge et aération prolongée. Ce système permet aussi une allocation d'un quart du volume de bassin à des conditions anoxiques.	Un bassin rectangulaire d'aération est commandé depuis la salle de contrôle qui fonctionne selon un mode automatique ou les aérateurs sont systématiquement mis en marche une fois le taux d'Oxygène indiqué est inférieur à la norme représentant le seuil nutritif bactérien. Des agitateurs submersibles, en alternance avec les aérateurs, appuient le processus de dénitrification.	trois bassins d'aération rectangulaires sont mis à disposition. L'air est fourni par 3 aérateurs superficiels.	
Clarification		Pour les quatre stations, la séparation de l'eau épurée et de la boue se fait par une décantation secondaire dans un bassin circulaire équipé d'un pont racleur déversant l'eau claire en surface à travers une goulotte dentée vers un chenal circulaire plus bas entourant le bassin.			

Désinfection	La désinfection se fait dans un couloir chicané d'un volume de 174 m ³ ou il y a injection d'une dose horaire de 5 litres d'hypochlorite de sodium et un temps de contact de 20 minutes par dose.	Inexistant	Un couloir à chicanes de 385 m ³ permet la chloration de l'eau traitée à un dosage de 9,5 g/m ³ de chlore gazeux et un temps de contact de 20 minutes à chaque injection.	Canal de désinfection chicané de 230 m ³ avec injection de chlore gazeux à 8 g/m ³ et un temps de contact de 20 minutes à chaque injection.
Epaississement des boues	L'épaississeur est globalement une cuve cylindrique en béton, Equipée d'un mécanisme de centrifugation. Les boues épaissies sont extraites par pompage à la trémie du fond. Sa capacité est de 185 m ³ /jour.	Les boues en excès sont introduites par pompage au centre de l'épaississeur. Les boues s'épaississent par l'action de la pesanteur et par mécanisme de raclage de la phase à faible densité.	L'épaississeur est un ouvrage en béton cylindrique équipé d'un pont racleur diamétral à entrainement central avec lames d'épaississement. Les boues sont admises dans la partie centrale à l'aide d'un déflecteur et les boues épaissies sont reprises au fond de par pompage à rotor excentrique. Le volume nominal de sortie est de 792 m ³ .	L'épaississement se fait de manière mécanique centrifuge avec une capacité de 143m ³ . Le rendement atteint les 40g/l.
Conditionnement/ Déshydratation des boues	Les boues épaissies sont physico chimiquement conditionnées par l'ajout d'un poly-électrolyte et déshydratées par un filtre à bandes à un débit de pompage nominal 10 m ³ /h.	Après floculation par l'ajout l'un polymère cationique, les boues conditionnées sont envoyées vers un filtre-presse a plateaux comprimant les boues entre deux plateaux filtrants.	Les boues issues de l'épaississeur sont introduites dans un flocculateur pour injection de polymère pour envoyées vers un Superpress à bande d'une capacité unitaire de 226 kg MS/m/h.	Les boues épaissies sont physico chimiquement conditionnées par l'ajout d'un polymère et puis déshydratées par un filtre à bandes presseuses d'une capacité unitaire de 226 kg MS/m/h et une production journalière nominale de 1 à 2 tonnes.

2.1.3. Méthodes analytiques de mesure

2.1.3.1. Paramètres hydriques

Un débitmètre est mis à disposition à l'entrée et à la sortie des stations afin d'estimer les valeurs journalières du débit de l'effluent et de l'influent. A défaut de la disponibilité de l'un des deux, il est présumé que les phases de traitement génèrent une perte de 10% à 20% du débit entrant (Bouanani et al, 2020).

2.1.3.2. Paramètres énergétiques

La consommation énergétique globale est quotidiennement enregistrée et peut être mesurée à chaque poste de traitement. C'est un paramètre primordial pour évaluer la performance épuratoire de la station, y déceler les défections et en optimiser le cout (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007).

2.1.3.3. Paramètres qualitatifs

La majorité des paramètres chimiques sont mesurées au niveau des laboratoires des stations selon les normes imposées. Certains paramètres comme les ETM peuvent être envoyées dans les laboratoires régionaux des directions de l'ONA à défaut de disponibilité d'un réactif ou d'un équipement. Un rapport est régulièrement remis aux organismes gestionnaires. Le laboratoire de Koléa alloue la quantification des produits azotés et phosphorés au laboratoire de la STEP de Chenoua (Nakib et al, 2016). Certains paramètres complémentaires ont été mesurés au laboratoire CNEREE de l'université Cadi Ayyad à Marrakech et aux laboratoires régionaux des directions de l'ONA des Wilayas de Bejaia et Boumerdes. Les protocoles suivis sont décrits dans les sections ci-dessous :

2.1.3.3.1. Analyse microbiologique

Pour la quantification microbiologique, La préparation des milieux de culture s'est faite la veille en utilisant la gélose adéquate BEA pour les streptocoques, EMB pour Escherichia coli et Chapman pour les staphylocoques ; selon les normes ISO 7899, NF T90-412 et ISO 9308 respectivement. Les poudres de gélose ont été mélangées à de l'eau distillée selon les instructions industrielles. Les solutions ont été chauffées et agitées jusqu'à homogénéisation puis placées dans un Bain-Marie et stérilisées pendant 15 minutes dans un autoclave à 121°C. L'agar est ensuite versé dans des boites de Pétri et réfrigéré jusqu'à ensemencement. Les échantillons à analyser ont été dilués dans de l'eau physiologique ayant une concentration de 9g NaCl/l, avec un coefficient de 10^3 tandis que l'eau traitée a été analysée sans dilution. Une prise de 0.1 millilitres a été appliquée délicatement sur la surface des boites de Pétri qui seront incubées à 37°C. Le comptage se fait au microscope selon les formes et couleurs conventionnelles des microorganismes (les streptocoques sont plus sombres, les staphylocoques ont une couleur jaunâtre et Escherichia Coli ressemble à une larme violette) (Bouanani et al, 2020).

2.1.3.3.2. Calcium, Sodium and Potassium

La photométrie de flamme en utilisant un spectrophotomètre AFP 100 a permis le dosage des cations alcalins Na^+ , K^+ et Ca^{2+} dans l'eau traitée. Pour cela, il a fallu passer par les étapes suivantes selon la norme NA 1653/ ISO 9964-3 :1993 :

- Préparation des solutions mères contenant les bases échangeables à doser d'une teneur de 1g/litre selon le tableau 2.1.3.

Tableau 2.1.3. Concentrations équivalentes des solutions mères de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} (Bouanani et al, 2020)

Élément	Solution mère	Concentration de solution mère équivalente à une concentration de 1g/l de l'échantillon à doser
Na^+	NaCl	$C(NaCl) = \frac{M(NaCl)}{M(Na^+)} \times 1g/l = \frac{58,44}{22,98} = 2,54 g/l$
K^+	KCl	$C(KCl) = \frac{M(KCl)}{M(K^+)} \times 1g/l = \frac{74,55}{39,09} = 1,91 g/l$
Ca^{2+}	CaCO ₃	$C(CaCO_3) = \frac{M(CaCO_3)}{M(Ca^{2+})} \times 1g/l = \frac{100,08}{12,01} = 8,33 \frac{g}{l}$

- Préparation des gammes étalons ayant des concentrations (de l'élément à doser) de : 5, 10, 15, 25 et 50 mg/l.
- Initialiser l'appareil en suivant les instructions du manuel et attendre la stabilisation de la flamme.
- Etalonnage automatique sur l'appareil pour chaque élément séparément en suivant les instructions. Pour cela, il faut introduire les gammes étalon séparément et en inscrire les concentrations.
- Lecture de la concentration de l'échantillon par simple alimentation du nébuliseur.

2.1.3.3.3. Agents anioniques de surface

Le dosage des agents de surface anioniques s'est fait selon la méthode du Bleu de Méthylène certifiée NA2423/ISO7875-1 :1984 en suivant les étapes ci-dessous (Bouyahiaoui, 2000) :

2.1.3.3.3.1. Etalonnage

- Préparer la solution mère étalon d'ester méthylique de l'acide dodecyl-benzène sulfonique :
 - Peser dans un ballon de 250 ml à fond rond, 400 mg d'ester méthylique de l'acide dodecyl-benzène sulfonique
 - Ajouter 50 ml de solution alcoolique d'hydroxyde de sodium 0,1 N (4g de pastilles NaOH / 1 litre d'éthanol) et un régulateur d'ébullition et placer le ballon sous réfrigérant à reflux pendant une heure
 - Après refroidissement, rincer l'intérieur de l'appareil avec 30 ml d'éthanol pur.
 - Joindre le liquide de lavage au contenu du ballon
 - Ajouter quelques gouttes d'acide sulfurique 1N
 - Verser la solution dans une fiole jaugée de 01 litre
 - Compléter avec de l'eau pure pour atteindre un volume de 01 litre et mélanger soigneusement (cette solution est conservable pour 06 mois)
- Préparer la solution-fille étalon d'ester méthylique de l'acide dodecyl-benzène sulfonique à 10 mg/l en prélevant 25 ml de la solution mère et en complétant jusqu'à un litre avec de l'eau ultra-pure.
- Préparer une gamme étalon en prélevant des volumes respectifs de : 0, 1, 2, 4, 6 et 8 ml de la solution fille et en complétant à 100 ml de volume avec de l'eau ultra-pure.
- Lire l'OD de chaque concentration dans un spectromètre à une longueur d'onde de 650nm et effectuer une courbe d'étalonnage exprimant l'OD en fonction de la concentration.

2.1.3.3.2. Préparation des échantillons

- Préparer une solution du bleu de méthylène neutre de 0,35g de bleu de méthylène/ 1 litre d'eau ultra-pure. Conserver.
- Préparer une solution alcaline de bleu de méthylène :
 - Mettre dans une ampoule à décanter de 250 ml :
 - ✓ 100 ml de solution neutre de bleu de méthylène
 - ✓ 200 ml de solution tampon PH10 préparée en mélangeant à volumes égaux : une solution de tetrabonate de sodium de 19g/l et une solution d'hydroxyde de Sodium de 4g/l
 - ✓ 200 ml de chloroforme
 - Agiter pendant 30 secondes
 - Se débarrasser de la partie chloroformique après décantation
 - Rincer en faisant traverser 60 ml de chloroforme
 - Rejeter les extraits chloroformiques en bas sans agiter.
- Préparer une solution acide de bleu de méthylène en ajoutant 6.5 ml d'acide sulfurique à un litre de solution neutre.
- Introduire dans une ampoule à décanter : 100 ml de l'échantillon (procéder a une dilution de 1/5 ou 1/10 pour les eaux usées), 15 ml de solution alcaline et 15 ml de chloroforme, agiter pendant une minute et laisser décanter pendant 2 minutes.
- Garder la partie chlorophormique basse et jeter la partie organique supérieure
- Ajouter à la partie chlorophormique : 100 ml d'eau ultra-pure et 5 ml de solution acide
- Remettre dans l'ampoule à décanter.
- Récupérer la partie chlorophormique encore une fois et jeter la partie haute.
- Faire passer à travers un entonnoir bouche par un peu de coton dans une fiole de 50 ml et compléter par le chloroforme.

2.1.3.3.3. Lecture des résultats

- Introduire dans une cuve en verre de l'eau distillée et mettre dans le spectromètre (650 nm) pour calibration
- Introduire les échantillons dans la cuve un par un et procéder à la lecture en veillant au bon rinçage avec l'eau distillée à chaque changement
- Se référer à la courbe d'étalonnage ou la formule linéaire déduite pour calculer les concentrations.

2.1.3.3.4. Eléments trace métallique dans la matière sèche

Ce protocole certifié ISO 18227 permet l'identification et la quantification des éléments suivants : Ca, Fe, Si, Al, K, P, Zn, Ti, S, Sr, Mn, Cu, Cd, Pb, Rb, Zr, As, Y et Ag. Le principe est assez simple, l'échantillon doit être placé sous un faisceau de rayons X faisant passer les atomes constituant l'échantillon d'un état fondamental à un état d'excitation. Les atomes cherchent ainsi à retrouver l'état fondamental stable en libérant de l'énergie sous forme de photons d'énergie et de longueur d'onde propre à chacun selon sa configuration électronique. L'échantillon est idéalement très sec et façonné en un petit carré dans de la cellophane afin de faciliter le positionnement du faisceau (Benoudjit, 2016). Le phénomène de fluorescence-X représente ainsi une émission secondaire de rayons X caractéristiques des atomes constituant notre échantillon. L'analyse de ce rayonnement nous donne alors la nature des éléments ainsi que leur fraction massique en ppm ou en pourcentage. Ces résultats sont lus sur l'écran de l'appareil après environ 60 secondes (Bouanani et al, 2020), (Saidam, 2005).

CHAPITRE 2.1
MÉTHODOLOGIE ET APPROCHE D'ETUDE

Les méthodes normalisées de mesure et leurs fréquences sont résumées dans le tableau 2.1.4 ci-dessous :

Tableau 2.1.4. Méthodes et fréquences de mesure des analyses effectuées (Karef et al, 2014), (Nakib et al, 2016), (Nakib et al, 2015)

Paramètre	Norme de mesure	Description de la méthode	Fréquence
Eaux usées et traitées			
Température	NA 757 /ISO 5667	La valeur moyenne des trois mesures : <ul style="list-style-type: none"> • Oxymètre • Conductimètre • pH-mètre 	Journalière
Oxygène dissous	NA 1654/ ISO 5814:2012	La valeur est lue sur appareil de mesure multi-paramètres inoLAB*pH/ION/Cond750	Journalière
pH	NA 751/ISO 10523:2008		Journalière
Conductivité	NA 749/ISO 7888:1985		Journalière
MES	NA 6345 /NF T 90-105 : 1978	<ul style="list-style-type: none"> • Centrifugation ou filtration de l'échantillon • Etuvage du résidu a 105°C et pesée 	hebdomadaire
DBO ₅	NA 17679/ ISO 5815-2 :2003	Mise de l'échantillon dans des bouteilles en verre borosilicaté puis dans le DBO-mètre pour 5 jours et lecture de la concentration grâce à un spectrophotomètre.	hebdomadaire
DCO	NA 1134/ISO 6060:1989	Réacteur DCO et lecture sur spectrophotomètre du type Nanocolor 500D WTW	hebdomadaire
Ammonium	NA 1848/ ISO 5664:1984	Colorimétrie à travers un spectrophotomètre Nanocolor 500D WTW	hebdomadaire
Nitrates	NA 1656/ISO 7890-3:1988		hebdomadaire
Nitrites	NA 6927/ ISO 11905		hebdomadaire
Azote total	NA 6927/ ISO 11905		hebdomadaire
Phosphore total	NA 17739/ ISO 6878		hebdomadaire
Azote Kjeldahl	NA 2361/ ISO 5663:1984		Méthode Kjeldahl
Boue			
Indice de Mohlman	NEN 6624	Décantabilité dans tube à essai transparent après 30 minutes	hebdomadaire
Siccité	NF T97-001	Séchage pendant 24 heures à 105°C	hebdomadaire
MVS	SM 2540 ^E	Calcination pendant 2 heures à 550°C	hebdomadaire
N, P, K and ETM	ISO 15586 et ISO 18227	SAA : calcination, minéralisation (à l'eau régale) et lecture spectrophotométrique	Semestriel/ annuel

2.1.3.3.5. Polluants émergents

Le spectre très vaste des polluants émergents cités dans le chapitre 1.1 n'a pu être qualitativement approché qu'à travers la quantification globale d'une seule catégorie de ces polluants. Cette dernière représente les agents de surface anioniques dont la méthode de mesure est décrite dans le paragraphe 2.1.3.3.3 de ce chapitre.

Dans les eaux à provenance domestique, ces éléments sont les plus susceptibles d'être rencontrés à travers les eaux grises et ménagères. Ceci est dû à la fois à la pénurie de la majorité des réactifs au niveau des laboratoires consultés et au coût de la procédure chromatographique surtout par rapport à l'échelle de cette étude. Cela n'empêche pas la nécessité d'un monitoring à l'échelle nationale au niveau des milieux récepteurs aquatiques ou agricoles.

2.1.4. Approche synthétique

Les données journalières, hebdomadaires, mensuelles et même annuelles, ont été abrégées à des valeurs statistiques qui sont la moyenne représentative et l'écart type standard mensuel ou annuel permettant de cerner la volatilité et la prédictibilité d'un paramètre (Bouanani et al, 2017).

Tout d'abord, la caractérisation de l'effluent permet de diagnostiquer les différentes sources de pollution, cibler l'éradication optimale et de suivre l'impact sur les sous-produits du traitement. Pour cela, certains paramètres mesurés et certains ratios calculés permettent d'avoir une vision globale. Les points primordiaux du bilan sont (Bouanani et al, 2020) :

- Le bilan hydrique permettant de déduire le taux de dilution et d'exploitation.
- Les paramètres physico-chimiques et microbiologiques afin de voir si la qualité est usuelle par rapport aux eaux usées urbaines habituellement.
- Les ratios calculés à partir des paramètres de pollution particulaire, dissoute et organique globale.

Ensuite, comme le processus de traitement est déjà fonctionnel, l'évaluation de sa performance est indispensable afin de détecter les anomalies ou les excès et optimiser le rendement à moindre coût. Le bilan repose sur deux piliers principaux

- Le rendement énergétique permettant d'évaluer l'équilibre entre le rendement épuratoire et le revenu énergétique. Ce bilan a à la fois un aspect économique et environnemental (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007).
- Les degrés d'éradication des différents polluants en se basant sur les concentrations dans l'effluent et l'influent (Bouanani et al, 2020).

Enfin, il reste à diagnostiquer les sous-produits issus du traitement afin de sélectionner la destinée optimale. Deux aspects sont à étudier :

- L'aspect négatif qui consiste à évaluer le degré de toxicité du sous-produit et l'admissibilité instantanée et différée des différents éléments récepteurs sur le plan humain et environnemental (Bouanani et al, 2020).
- L'aspect attrayant ou positif qui est le potentiel valorisable des sous-produits sur le plan hydrique et agricole en cas d'irrigation par eaux usées traitées ou épandage agricole éventuel des boues déshydratées (Bouanani et al, 2020).

En ce qui concerne les paramètres calculés et les formules utilisées, la démarche est proportionnellement détaillée dans le chapitre 2.2 « **Exploitation des données et interprétation des résultats** » avant d'exposer chaque résultat. Cela permet de présenter d'une manière plus intelligible, la liaison entre les données de base, la méthode d'exploitation et l'aboutissement.

2.1.5. Conclusion

Le recueil des données relatives au processus de traitement et à la qualité des différentes matrices de la chaîne épuratoire, représente une base solide sur laquelle peut s'effectuer un bilan informatif.

Les stations choisies sont des points d'étude intéressants car grâce à leur nature domestique, elles épargnent la nécessité de faire face aux flux industriels et les défis et risques qui en résultent. Ces derniers, en imposant un approfondissement dans le suivi et l'analyse surtout en cas de valorisation, sont relativement pesants d'un point de vue économique et environnemental.

Chapitre 2.2

Exploration et Interprétation des Résultats

*Caractérisation des effluents et des sous-produits
afin d'optimiser la performance et évaluer le risque
et l'amendement en cas de valorisation agricole...*

2.2.1. Introduction

Les données brutes récoltées des stations étudiées doivent être explorées avant d'être exposées et interprétées. L'évolution et la fluctuation des paramètres mesurés et calculés sont exposées sous formes de graphes et tableaux illustratifs couvrant l'effluent, la performance épuratoire et les sous-produits obtenus.

La période d'étude considérée s'étend de 2015 à 2018 avec des fréquences de mesure variables (Bouanani et al, 2020). Toutefois, la STEP de Koléa étudiée en 2011 sera utilisée comme un appui complémentaire aux autres résultats afin de soutenir l'interprétation de certains constats (Nakib et al, 2016).

Les abréviations SAL, SET et BM tout au long de ce chapitre font référence à Sidi Ali Lebhar, Souk El Tenine et Boumerdes.

2.2.2. Caractérisation des effluents

Les effluents traités proviennent majoritairement de rejets domestiques et partiellement de ruissellements pluviaux et certaines infrastructures urbaines. Les industries de production sont exclues du flux rentrant aux stations étudiées. Les différences quant à leur composition requièrent un diagnostic afin d'en évaluer l'évolution et l'impact sur la performance et le produit résultant (Bouanani et al, 2020), (Bouanani et al, 2017).

2.2.2.1. Caractérisation hydrique

Cela représente une caractérisation quantitative du flux que chaque station reçoit afin d'avoir une idée sur le taux d'exploitation et d'usure de la station ainsi que le taux de dilution qui est un indicateur sur l'origine de la charge polluante (Karef et al, 2017), (Bouanani et al, 2017).

La figure 2.2.1 ci-dessous illustre les degrés d'exploitation des STEP étudiées :

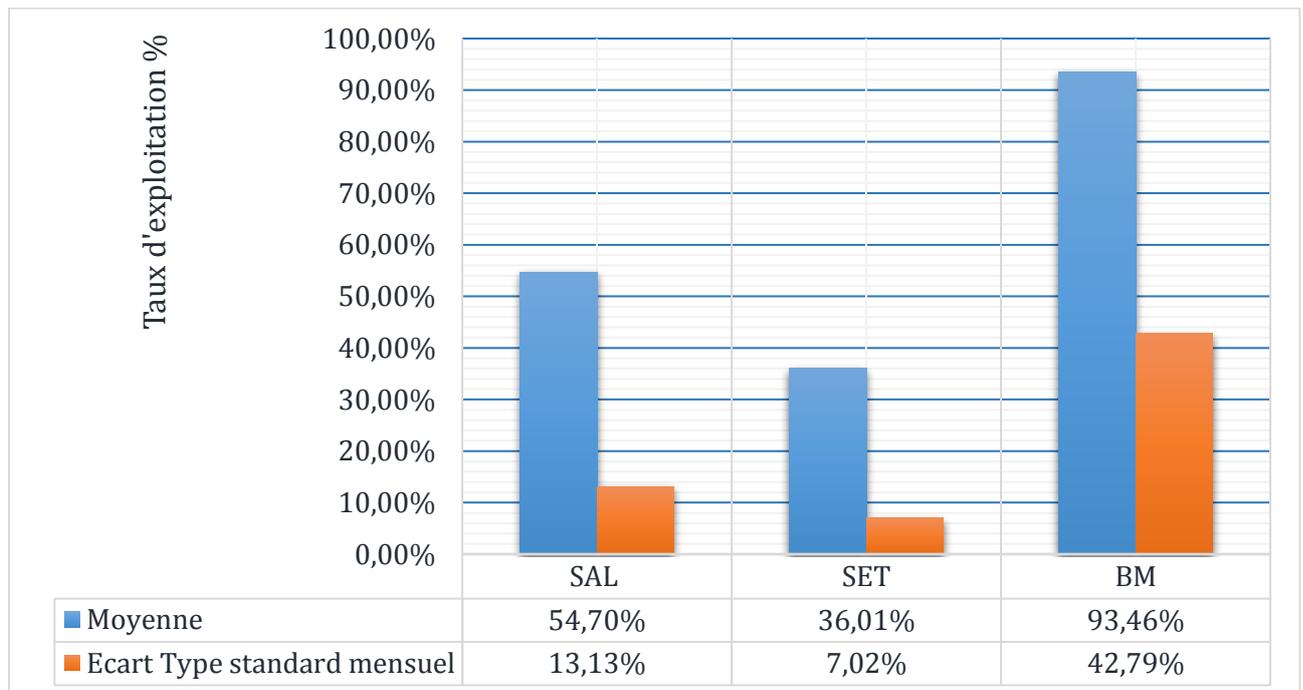


Figure 2.2.1. Taux d'exploitation des STEP étudiées

Selon la figure 2.2.1, la station de Boumerdes semble être au sommet de son exploitation avec un écart type important indiquant la récurrence des excès pendant les épisodes d'orage générant le rejet d'une portion de l'effluent sans traitement et des variations de charge significatives. Ces constats sont justifiés par l'ancienneté de la station dont le lancement date de deux décennies (Bouanani et al, 2020).

Quant aux deux autres stations qui sont relativement récentes et dont le fonctionnement n'a pas dépassé une décennie, les taux d'exploitation permettent l'assimilation de tout le débit par la station.

L'écart type important observé dans la STEP de Sidi Ali Lebhar est globalement dû à l'accroissement annuel de la charge de 5,20% notamment et pendant les premières années où les agglomérations étaient nouvellement habitées contrairement à la région assainie par la STEP de Souk El Tenine dont la charge évacuée est relativement stable car la période estivale connaît un flux touristique important compensant le flux pluvial hivernal.

Si l'on considère un scénario où l'accroissement annuel du débit proportionnel à la population est stabilisé à 2%, on peut projeter et selon la formule d'accroissement exponentiel 2.2.1 ci-dessous (Kettab, 1992) :

$$\text{Débit nominal} = \text{Débit actuel} * (1 + 2\%)^{\text{nombre d'années}} \quad (2.2.1)$$

Par conséquent :

$$\text{Nombre d'années} = \ln\left(\frac{\text{Débit nominal}}{\text{Débit actuel}}\right) / \ln(1,02) \quad (2.2.2)$$

La marge d'années d'exploitation admissible pour la STEP de Sidi Ali Lebhar est de 35 ans et celle de la STEP de Souk El Tenine de 45 ans. Ces marges prévisionnelles dépassent l'horizon du dimensionnement 2030, cela indique un surdimensionnement. Dans le cas de Souk El Tenine et Melbou à titre d'exemple, la population recensée est de 27427 au lieu d'une population projetée de 47580 habitants à l'horizon 2020.

Comme la fraction exploitée de ces stations ne contient pas uniquement des rejets issus de l'activité humaine, il est important d'en connaître la fraction des eaux claires parasites induisant une dilution de la charge polluante. Pour cela, la DBO₅ est le paramètre le plus indicateur de la pollution issue du métabolisme humain en se basant sur un rejet individuel journalier de 50g de DBO₅/habitant. Jour (Nakib, 2012), (Arceivala et Asolekar, 2007) et un équivalent hydrique de 120 l/jour. Habitant (issu d'un abattement de 20% de la dotation d'eau potable de 150 l/jour. Habitant) (Sibouker, 2010), (Bouanani et al, 2020).

Par conséquent, la concentration en DBO₅ d'une eau usée domestique est approximativement équivalente à 420 mg/l. D'où l'équation 2.2.3 ci-dessous sur laquelle les résultats dans la figure 2.2.2 ont été déduits :

$$\text{Taux de dilution} = \frac{420 \text{ (mg/l)}}{\text{concentration réelle (mg/l)}} \quad (2.2.3)$$

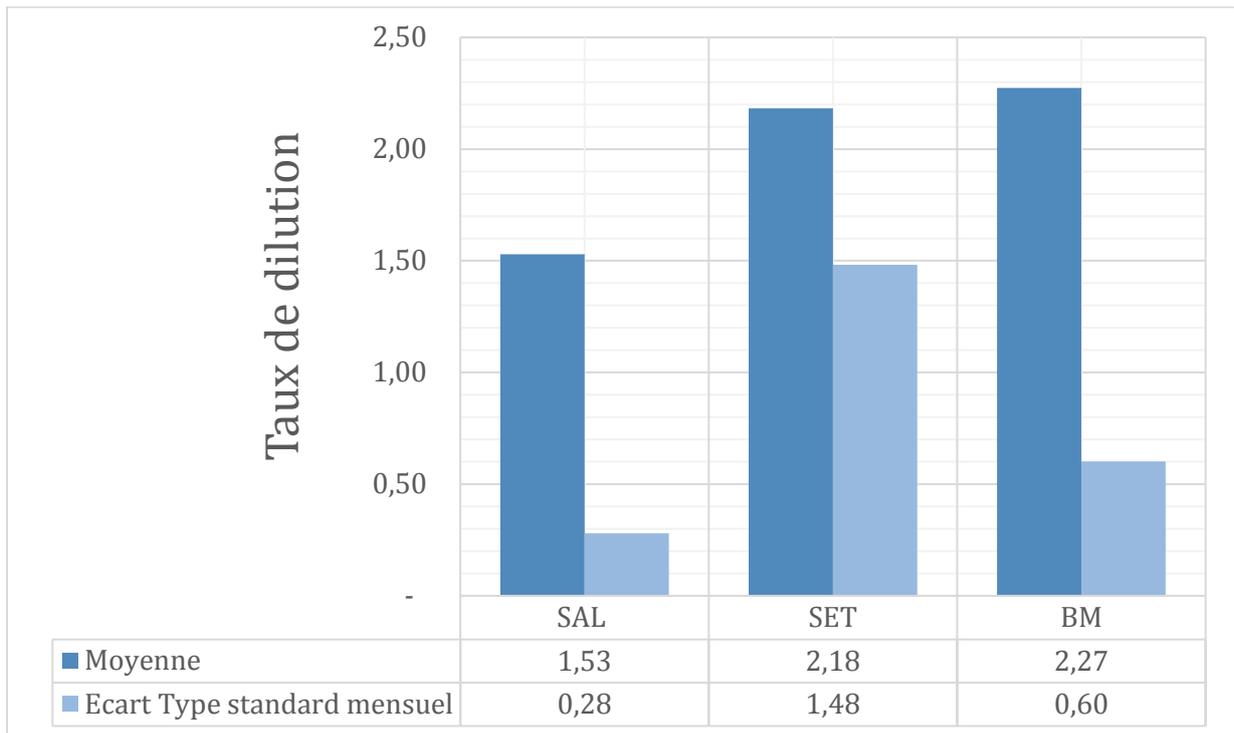


Figure 2.2.2. Taux de dilution des STEP étudiées

Selon la figure 2.2.2, le coefficient de dilution est plus important dans les STEP de Souk El Tenine et Boumerdes à cause des systèmes à caractères mixte et unitaire où le ruissellement des eaux pluviales dilue considérablement les charges polluantes issues des eaux vannes et grises. La STEP de Sidi Ali Lebhar qui possède un réseau majoritairement séparatif a un taux de dilution plus bas.

L'écart type représente la variation de charge polluante de l'effluent, la valeur la plus haute est celle de la station de Souk El Tenine qui reçoit les eaux de deux régions connaissant une très haute activité touristique en été générant un flux additionnel très chargé or que pendant la période hivernale le flux pluvial est important et prépondérant et générateur de très fortes dilutions. La variation de charge est un facteur très handicapant dans l'exploitation du bassin biologique et la gestion de la liqueur injectée (Bouanani et al, 2020).

Les résultats obtenus en 2011 à Koléa sont très proches de ceux de la station de Boumerdes. La variation de charge est de $\pm 0,62$ sur le coefficient de dilution, c'est alors un constat typique aux villes a réseau unitaire a moyenne intensité pluviométrique ayant une activité touristique peu variable.

2.2.2.2. Caractérisation qualitative

La qualité d'une eau usée peut être évaluée grâce aux résultats issus des protocoles de mesure mais surtout grâce à des paramètres calculés qui en sont déduits et qui représentent des indicateurs très importants sur la proportionnalité des différentes sources de pollution et ainsi sur la prédiction et la prévoyance des résultats du traitement.

Tout d'abord, une caractérisation physico-chimique permet une détection rapide des anomalies en amont tout en maîtrisant la variabilité du paramètre (Cf. Tableau 2.2.1).

Tableau 2.2.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes étudiées (Bouanani et al, 2020).

STEP	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/l)	Conductivité (µS/cm)	Agents de surface anioniques (mg/l)
SAL	20,15 ± 3,75	7,62 ± 0,13	0,45 ± 0,33	2088,10 ± 439,61	0,101 ± 0,001
SET	15,29 ± 4,22	7,80 ± 0,29	0,28 ± 0,39	1622,61 ± 129,36	0,026 ± 0,001
BM	18,09 ± 4,92	7,40 ± 0,18	/	1360 ± 60,05	0,028 ± 0,001

Les températures moyennes observées sont usuelles pour les eaux usées et la différence est justifiée par la dilution d'une part baissant considérablement la température ainsi que la longueur du réseau. Les valeurs de l'écart-type indiquent une variabilité régulière pour les trois stations dépendant uniquement du climat et de la dilution et permettant ainsi une certaine prévisibilité qui facilite la gestion de ce paramètre.

Le potentiel d'Hydrogène est à caractère légèrement basique sur lequel la dilution pluviale n'a pas eu d'impact. La variabilité qui est très faible et similaire pour les trois stations permet de généraliser ce paramètre pour les stations réceptrices d'eaux usées urbaines et suburbaines sans flux industriel.

L'Oxygène dissous qui est à un niveau considérablement bas à cause de l'activité aérobie durant le transport de ces eaux. Néanmoins, les valeurs moyennes sont très proches et la variabilité est très faible. La STEP de Sidi Ali Lebhar a une concentration moyenne imperceptiblement supérieure à cause de la taille du réseau dont le temps de parcours est très court.

Quant aux valeurs de la conductivité et la concentration en agents de surface anionique, bien qu'elles ne soient pas particulièrement alarmantes, elles sont considérablement plus importantes pour la première station à cause de la faible dilution du rejet domestique qui contient une forte teneur en détergents comportant toutes sortes de tensioactifs (Rodier, 1996). Cependant leur concentration est assez faible en comparaison avec des zones à forte production d'eaux grises (SPA, Hammam...etc.) ou la valeur est moyennement proche de 15 mg/l (Noutsopoulos et al, 2017), (Eriksson et al, 2007). La valeur la plus basse est celle de Boumerdes et cela s'explique par une salinité plus faible de l'eau potable desservie à la région (Bord, 1981).

La variabilité de la concentration des agents de surface anioniques est négligeable. Cependant, les écart-types de la conductivité sont proportionnels aux valeurs moyennes observées. Cela signifie qu'une dilution importante joue un très grand rôle dans la stabilisation de la salinité de l'effluent qui est en effet un paramètre fluctueux à la base.

L'interprétation des paramètres de toxicité chimique et microbiologique mesurés en amont est plus significative dans l'évaluation de la performance ou dans l'évaluation du sous-produit pour valorisation car ces paramètres sont très invasifs dans une eau brute. Quant aux paramètres de pollution dissoute, organique globale, azotée et phosphorée, c'est leurs proportionnalités exprimées sous forme de ratios qui représentent des indicateurs très importants dans la caractérisation en amont du traitement. Les ratios calculés sont mentionnés dans le tableau 2.2.2 ci-dessous :

Tableau 2.2.2. Ratios qualitatifs des eaux brutes des STEP étudiées (Bouanani et al, 2020).

Ratio (adimensionnel)	STEP		
	SAL	SET	BM
DCO/DBO	1,90 ± 0,23	1,75 ± 0,51	1,72 ± 0,30
	100	100	100
DBO / N-NH₄⁺ / P-PO₄³⁻	14,55 ± 4,77	22,39 ± 9,86	11,42 ± 4,03
	2,53 ± 0,76	2,76 ± 2,93	1,40 ± 0,53
MES/DBO	1,13 ± 0,26	1,07 ± 0,46	0,88 ± 0,15
DCO /PT	62,86 ± 17,09	60,39 ± 17,24	59,41 ± 12,42
NH₄⁺/NTK	0,82 ± 0,25	0,83 ± 0,25	0,52 ± 0,20
DBO/NITRATES	18,89 ± 18,25	5,72 ± 3,89	12,14 ± 9,12
DBO/NTK	4,94 ± 1,08	3,17 ± 1,15	4,78 ± 2,25
DCO/NTK	9,10 ± 1,06	5,50 ± 2,21	8,22 ± 4,03

Le premier ratio (DCO/DBO) représente la biodégradabilité de l'effluent ou son aptitude à subir un traitement biologique. Dans les trois stations, les valeurs moyennes sont inférieures à 02 indiquant globalement une excellente biodégradabilité (Dauvergne, 2007), (Nakib, 2012). L'écart-type indique certains pics où ce ratio dépasse la valeur 2 mais reste toujours inférieur à 3 indiquant une bonne biodégradabilité. Ces valeurs sont très habituelles dans le cas des eaux usées dont la charge polluante provient majoritairement de l'activité humaine. La variabilité légèrement supérieure observée dans la deuxième station est générée par la variation de charge de la région assainie.

Le second ratio DBO / N-NH₄⁺ / P-PO₄³⁻ représentant aussi l'équilibre nutritionnel C/N/P du métabolisme bactérien. Afin de garantir un milieu optimal pour le traitement biologique, ce ratio doit être proche de 100/5/1. Dans ce cas, les excès en Azote et en Phosphore indiquent un certain déséquilibre prédisant une rémanence de l'Azote et du phosphore après traitement aérobie. Cependant. Ces proportions sont très usuelles à cause de la forte teneur en azote dans l'urine et du phosphore dans les fèces (Berland et al, 2001).

Les valeurs moyennes et les variations observées sont globalement similaires à l'exception de la deuxième station où la proportion de l'Azote est supérieure indiquant la présence d'une autre source qui est le lisier provenant des terres agricoles très répandues dans cette région rurale tandis que la forte variabilité est partiellement due aux variations de charge observés. L'effluent de la station de Boumerdes est celui qui se rapproche de l'optimum et cela indique que le flux pluvial dans une région urbaine a un certain impact sur l'assimilation de l'azote et du phosphore par la fixation de ces derniers sur les sédiments. Les résultats obtenus dans la STEP de Koléa confirment ce constat avec une valeur moyenne enregistrée de 100/13/1,60 (Nakib et al, 2016).

Le troisième ratio (MES/DBO) représente le caractère soluble ou particulière de la pollution. Dans les cas étudiés, les valeurs sont proches de 1 et cela signifie qu'il n'y a pas de prépondérance et que l'effluent nécessite alors un traitement de sédimentation ainsi

qu'un traitement biologique éradiquant la matière organique dissoute (Parent-Raoult et Boisson, 2007).

Le caractère particulière est généré par le charriage du ruissellement ou de la fixation du phosphore sur certains sédiments qui justifie la valeur observée pour l'effluent de Sidi Ali Lebhar contenant un apport important des produits phosphorés issus des détergents et produits ménagers (Noutsopoulos et al, 2017). La variation n'est pas très importante mais elle dépend principalement du flux pluvial charriant des toutes sortes de sédiments. Par conséquent, la nature du réseau et la variation de charge peuvent avoir un impact sur la variabilité de ce ratio mais non pas son ordre de grandeur.

Le ratio DCO/PT permet de déterminer la destinée du phosphore lors du traitement biologique aérobie. Dans notre cas, les valeurs moyennes sont supérieures à 45 permettant de prévoir un rendement d'élimination acceptable (Stricker et al, 2010). Cependant, le caractère très variable de ce paramètre ne permet pas de garantir l'obtention d'une eau traitée conforme au rejet.

Le ratio de NH_4^+ /NTK indique le degré d'ammonification préparant l'effluent au processus de nitrification lors du traitement biologique (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007). A l'exception de la station de Boumerdes, les valeurs moyennes indiquent un taux d'ammonification quasi-total surtout durant les périodes estivales malgré une variabilité prédictible durant l'année due à la vitesse accrue du flux dans le réseau. Les résultats observés dans la station de Boumerdes indiquent que les taux d'exploitation du réseau d'assainissement et de la station ont un impact significatif sur le degré d'ammonification à cause des temps de parcours et de séjour très réduits en amont.

Le ratio DBO/Nitrates ajoute une certaine perspective sur la vitesse de dénitrification appuyée par la pression exercée par la biomasse. Les valeurs moyennes sont supérieures à la valeur critique 3, ce qui représente un point avantageux pour la dénitrification. La valeur légèrement plus basse pour la deuxième station provient du surplus d'azote déjà observé dans le deuxième ratio (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007).

Les valeurs ratio DBO/NTK sont globalement situées dans l'intervalle urbain [4-5] avec des variations relativement importantes. De plus, ce ratio peut prédire plus exactement la cinétique de dénitrification. Dans la première et troisième station, la valeur moyenne est située entre 4 et 5 prédisant une vitesse d'élimination de nitrates entre 2.7 et 3 mg de N-NO_3^- /g de MVS.heure. Dans la seconde, il est situé entre 3,33 et 04 prédisant une vitesse d'élimination de nitrates entre 2,4 à 2,7 mg de N-NO_3^- / /g de MVS.heure (Karef et al, 2017), (Sadowski, 2002).

Le Ratio DCO/NTK est moyennement inférieur à la valeur 12 pour les trois stations préconisant une nitrification rapide malgré les variations (Seo et al, 2004). Par conséquent, la deuxième station ayant la plus faible valeur est censée avoir un sous-produit riche en nitrates mais à faible dénitrification (Choubert, 2002).

2.2.3. Bilan de la performance épuratoire

2.2.3.1. Eradication de la charge polluante

Les rendements d'élimination équivalents à la quantité éliminée divisée par la quantité initiale sont illustrés dans la figure 2.2.3 (Bouanani et al, 2020).

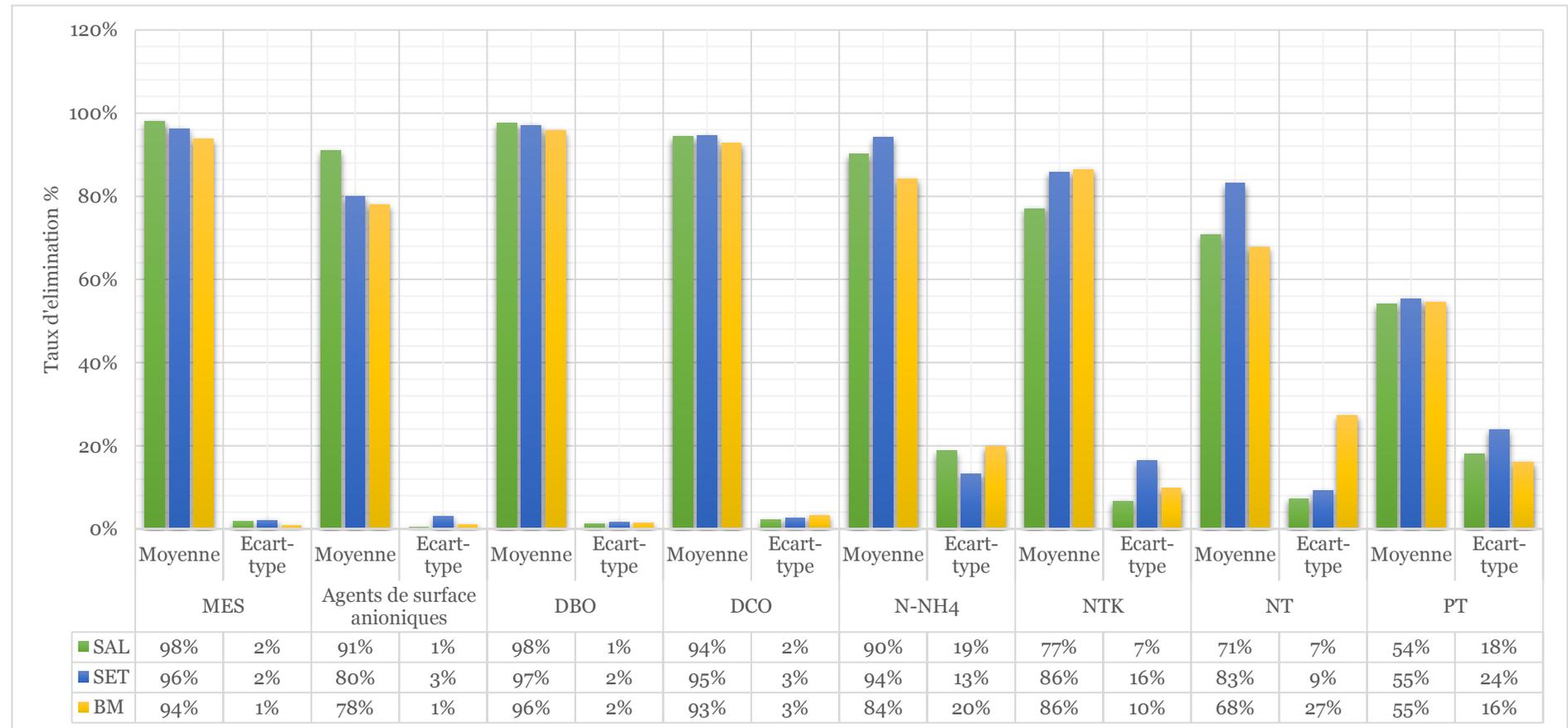


Figure 2.2.3. Taux d'élimination des polluants

Les rendements d'élimination de la pollution particulaire sont très satisfaisants et le taux d'usure, de dilution ou la variation de charge des stations étudiées n'a pas eu un impact significatif sur l'efficacité de la sédimentation de ces particules ou de la dégradation biologique partielle de leur fraction organique. La faible dispersion des valeurs permet d'appuyer le fait qu'un dessablage suivi d'un traitement par boues activées suffisent pour éradiquer majoritairement les matières en suspension d'une eau usée urbaine. Les résultats obtenus à Koléa en 2011 présentent un rendement de 96% appuyant ainsi cette théorie (Nakib et al, 2016).

Les agents de surface anioniques sont efficacement éliminés avec faible fluctuation durant la phase de dégraissage grâce à leur partie lipophile se fixant sur les graisses flottantes (Noutsopoulos et al, 2017). Le rendement est meilleur quand l'effluent est moins dilué comme le confirment les résultats obtenus pour la première station.

L'élimination quasi-totale de DBO dans les trois stations montre la forte efficacité du système à boues activées dans l'éradication biochimique de la matière organique (Arceivala et Asolekar, 2007) sans être impactée par le taux de dilution, d'usure ou des variations de charge. La faible variabilité confirme la fiabilité de ce mécanisme.

L'éradication chimique de la matière organique par oxydation est aussi très satisfaisante pour les trois stations, ce qui indique que le milieu aérobie était assez riche en Oxygène pour satisfaire les besoins des microorganismes et des réactions d'oxydation. Le rendement a une très faible variabilité. Cependant, les résultats de la STEP de Koléa où il n'y a pas de pré-déshuilage sont moins satisfaisants en ce qui concerne la fraction organique non-biodégradable, ce qui indique que les graisses représentent un véritable obstacle dans la réactivité de l'oxygène avec la matière organique car elles forment un film à la surface limitant l'accès à l'oxygénation naturelle (Nakib et al, 2016).

L'éradication de l'ammonium est très satisfaisante pour les deux premières stations, ce qui permet d'indiquer un taux de nitrification quasi-total. La valeur moyenne observée dans la troisième station est issue d'une ammonification retardée déjà confirmée par le ratio d'ammonification faible dans l'effluent, cela a causé un petit déphasage ne permettant pas de compléter le processus de nitrification (Deronzier, 2001). La variabilité du rendement est néanmoins importante et est causée par la vitesse accrue pendant la période hivernale réduisant le taux d'ammonification dans le réseau.

Les rendements sur l'azote Kjeldahl sont légèrement plus faibles que sur l'ammonium pour les deux premières stations. Cela signifie que le rendement sur l'azote organique est plus faible et que l'ammonification pendant les étapes de traitement est plus faible que dans le réseau d'assainissement surtout pour la première. Pour la troisième station, c'est l'inverse qui est observé car l'ammonification était faible en amont et une partie de l'azote organique s'est transformée pendant le traitement. Les dispersions sont variables tout comme l'imprévisibilité du phénomène d'ammonification (Deronzier, 2001).

Le rendement sur l'azote total est le plus significatif car il englobe les trois phases d'ammonification, de nitrification et de dénitrification. L'ammonification retardée pour la troisième station a systématiquement causé un retardement des phénomènes subséquents. Cependant, pour les trois stations, la dénitrification est clairement incomplète car les conditions anoxiques ne sont pas optimales (Choubert, 2002). Les produits azotés rémanents sont majoritairement des nitrates. La haute variabilité

observée pour la station de Boumerdes est une conséquence de surcharge hydraulique bouleversant les différentes réactivités des produits azotés. Par conséquent, une réinspection du réseau et une extension permettraient de stabiliser l'efficacité face aux produits azotés.

Les résultats obtenus sur le phosphore sont moyens et très similaires. Il est très usuel d'obtenir un semi-abattement des produits phosphorés lorsqu'il n'y a pas de traitements complémentaires par floculation physico-chimique (Prigent, 2012). La dispersion de ce taux est moyennement de 20% mais reste similaire pour les stations étudiées ainsi que pour la STEP de Koléa étudiée en 2011 dont le rendement était également similaire à près de 50%. Ce taux est fortement impacté par la variabilité du ratio DCO/PT et par l'équilibre nutritionnel C/N/P de l'effluent.

Le rendement sur les streptocoques, staphylocoques et Escherichia coli après clarification dépasse les 98%, avec ou sans chloration. Cependant, le pouvoir reproductif et pathogène des colonies rémanentes n'est pas négligeable surtout en cas de valorisation (Boutin et al, 2008).

2.2.3.2. Bilan énergétique

L'énergie électrique déployée pour la production d'une eau traitée est une composante importante dans le diagnostic de la performance. Cette composante permet de détecter les pertes énergétiques et économiques (Dauvergne, 2007). Les ratios correspondants sont illustrés dans la figure 2.2.4 :

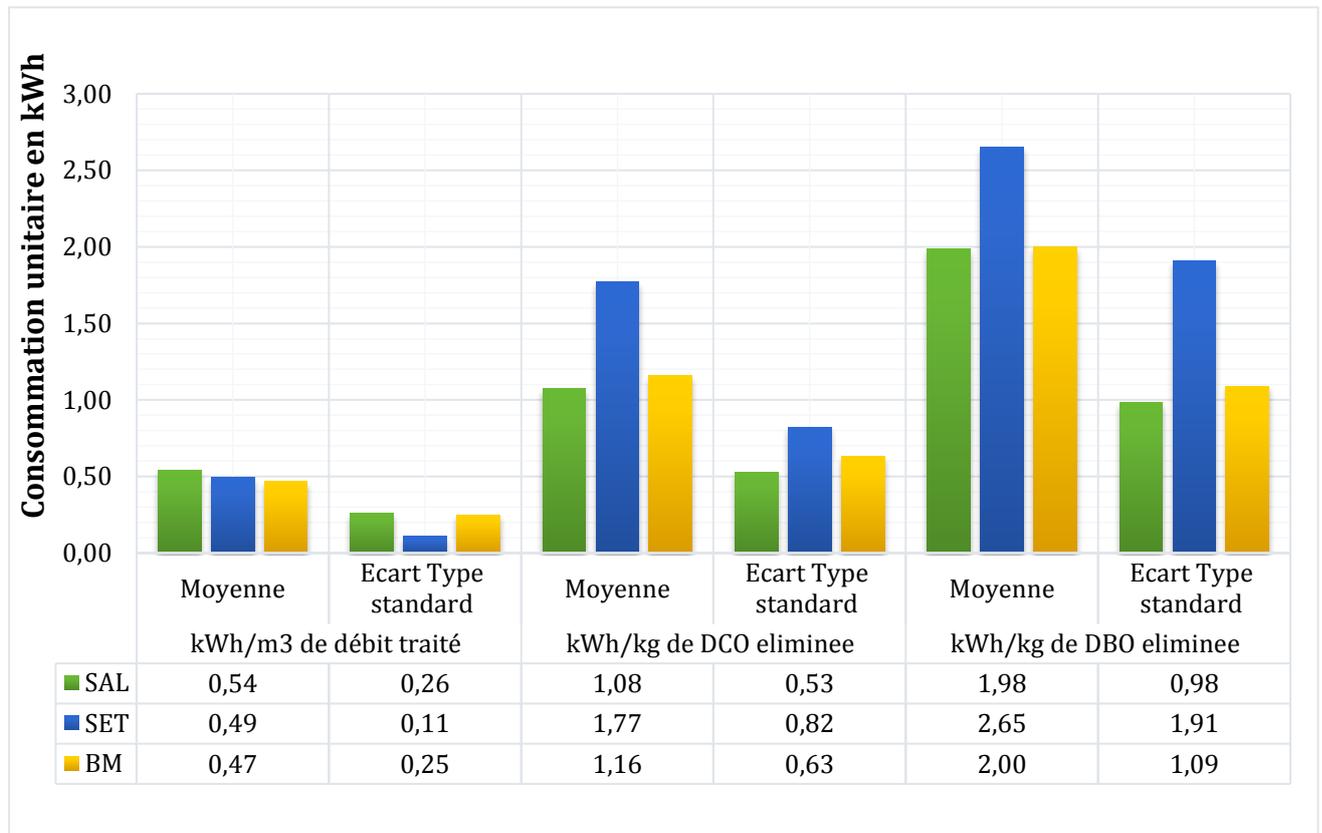


Figure 2.2.4. Ratios d'efficacité énergétique

Le premier paramètre représente l'efficacité énergétique globale incluant toute la chaîne de traitement. Les moyennes et dispersions obtenues sont similaires et tournent autour d'un demi-kilowattheure (Karef et al, 2017), (Bouanani et al, 2020). La deuxième station à une consommation générale légèrement plus stable, cela signifie que la consommation s'ajuste plus intimement à la charge hydraulique reçue.

Le deuxième ratio représente l'énergie requise pour l'élimination d'un kilogramme de la demande chimique en Oxygène. Les valeurs usuelles de ce ratio dans une station sans dysfonctionnement se situent entre 0,9 et 1,2 kWh (Dauvergne, 2007). Les valeurs moyennes sont dans cet intervalle sauf pour la station de Souk El Tenine présentant un problème de surconsommation énergétique dans le bassin d'aération. Le troisième ratio est moyennement proportionnel au deuxième et appuie donc les résultats obtenus pour la deuxième station ou la valeur moyenne est de 2,65 kWh alors qu'usuellement, il ne devrait pas dépasser 2,5 kWh/kg de demande biochimique en Oxygène (Dauvergne, 2007). Le système d'aération automatisée dans la deuxième station est bien plus consommateur que le système d'aération classique ou le système carrousel dans la première et troisième station.

Quant aux dispersions relatives à l'énergie unitaire consommée pour l'élimination de la DCO et DBO, elles sont également proportionnelles mais plus importantes pour la DBO qui est plus variable que la DCO. La deuxième station présente des variations beaucoup plus importantes qui sont dues aux fortes variations de charge.

Dans tous les cas, Il est primordial d'établir une évaluation théorique des besoins en Oxygène de l'effluent et de mesurer l'oxygène dissous dans le bassin d'aération afin d'ajuster l'alimentation. Les valeurs théoriques des besoins journaliers pour les STEP à faible charge peuvent être calculées selon l'équation 2.2.4 ci -dessous (Adler, 2005), (Sibouker, 2010) :

$$\text{Besoins en } O_2 = 0,7 \text{ DBO}_5 \text{ (à être éliminé pendant l'aération)} + 0,05 \text{ MVS (dans le bassin d'aération)} + 4,25 \text{ NTK (à nitrifier)} \quad (2.2.4)$$

D'où les résultats obtenus dans le tableau 2.2.3 :

Tableau 2.2.3. Besoins en O₂ des STEP étudiées.

STEP	Besoins quotidiens en O₂	Besoins unitaire par m³ de l'effluent
SAL	550 ± 90 kg.O ₂ /jour	0,43 ± 0,07 kg.O ₂ /m ³
SET	780 ± 270 kg.O ₂ /jour	0,32 ± 0,14 kg.O ₂ /m ³
BM	4760 ± 2380 kg.O ₂ /jour	0,33 ± 0,09 kg.O ₂ /m ³

Selon les résultats obtenus pour trois stations, il est incontestable que les besoins unitaires en oxygénation sont inversement proportionnels au taux de dilution et que leur dispersion est proportionnelle aux variations de charge. L'absence d'une sonde indicatrice dans les bassins d'aération ne permet pas de vérifier si les besoins sont conformes. Cependant, les rendements d'élimination permettent de confirmer que les besoins sont apportés sans pour autant savoir s'il y a des excès (Bouanani et al, 2020).

L'analyse de la liqueur du bassin biologique dans les deux stations de Sidi Ali Lebhar et Souk El Tenine a permis de calculer la charge massique correspondante à partir de la

concentration des matières volatiles en suspension qui représentent la biomasse et de la DBO reçue par le bassin qui représente l'apport nutritionnel et qui avoisine 60 à 70 % de la concentration initiale de l'effluent (Nakib, 2012).

La moyenne est de 0,09 pour Sidi Ali Lebhar et de 0,07 pour Souk El Tenine. Ces valeurs sont assez prédictibles pour un système à faible charge (Kettab et al, 2017) et la valeur supérieure de la première station est justifiée par le faible taux de dilution. Cependant, si l'écart-type pour la première station est de 0,02, la deuxième station présente une fluctuation standard de 0,11. Cette dispersion induite par la forte variation de charge de l'effluent peut gravement affecter le fonctionnement du système à boues activées qui est un système à recirculation. Par conséquent, une liqueur réintroduite peut être inadaptée au nouvel effluent et engendrer une rémanence importante des microorganismes épurateurs après traitement et un appauvrissement en Oxygène via le catabolisme.

2.2.4. Sous-produits de l'épuration

En plus de l'eau traitée qui est le produit principal du processus de traitement, les boues en excès sont le sous-produit le plus important en termes de quantité. Par conséquent, l'admissibilité de la rémanence de certains polluants par les milieux récepteurs et l'apport valorisable sont deux aspects à prendre en considération.

2.2.4.1. Admissibilité de la pollution

L'eau issue d'une épuration urbaine peut être valorisée ou simplement rejoindre les cours naturels. Les milieux récepteurs les plus restrictifs en termes de qualité sont le milieu aquatique et le milieu agricole. Les limites conventionnelles établies par les organismes internationaux de santé et d'agriculture couvrent un large spectre de polluants et les différents aspects et degrés de nuisibilité (Bouanani et al, 2020).

L'écosystème aquatique est moins tolérant et plus sensible que l'environnement agricole face à la majorité des polluants organiques, azotés et phosphorés qui sont usuellement retrouvés dans l'eau urbaine traitée. Cependant, le risque agricole est plus radical face à la pollution microbiologique, aux éléments toxiques à effet différé et à la salinité (Sibouker, 2010).

L'absence de certaines normes ne signifie pas la suppression du risque mais plutôt l'incapacité à en évaluer la dimension réelle à cause de la volatilité du paramètre et de son effet différé et cumulatif incertain (Sibouker, 2010), (Bouanani et al, 2020). Le tableau 2.2.4 résume les différents paramètres de caractérisation des EUT étudiées :

Tableau 2.2.4. Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux traitées (Bouanani et al, 2020).

	STEP			Normes	
	SAL	SET	BM	Rejet [OMS et MRE] (Tiercelin et Vidal, 2006)	Irrigation [FAO 1985 et MRE] (Tiercelin et Vidal, 2006)
Température (°C)	20,35 ± 4,34	19,39 ± 4,77	19,09 ± 4,50	30	35
pH	7,53 ± 0,16	8,00 ± 0,37	7,27 ± 0,46	[6,5-8,5]	[6,5-8,5]
Conductivité (µS/cm)	2594,00 ± 257,55	1423,04 ± 87,03	1170 ± 70	2700	3000
SAR (Sodium adsorption ratio)	3,10	1,58	2,18	/	0-3 si : CE < 0,2 S/m 3-6 si : 0,2 < CE < 0,3 S/m
Ca²⁺	37,10 ± 1,47	20,43 ± 1,93	19,43 ± 0,85	/	400
Na⁺	103,83 ± 3,91	52,40 ± 5,27	74,03 ± 3,80	/	920
Agents de surface anioniques (mg/l)	9 x 10 ⁻³	5 x 10 ⁻³	7 x 10 ⁻³	/	/
Oxygène dissous (mg/l)	7,90 ± 0,58	1,21 ± 1,10	/	>5	/
MES (mg/l)	6,03 ± 4,74	7,55 ± 3,07	10,31 ± 1,25	30	30
BOD (mg/l)	6,68 ± 2,86	6,53 ± 4,00	8,01 ± 2,90	30	30
DCO (mg/l)	28,66 ± 8,43	19,34 ± 6,74	22,45 ± 7,78	90	90
Ammonium (mg/l)	4,26 ± 8,80	1,75 ± 1,41	3,04 ± 1,84	5	/
Nitrites (mg/l)	0,10 ± 0,10	0,04 ± 0,02	/	10	/
Nitrates (mg/l)	13,11 ± 10,64	31,21 ± 26,59	32,66 ± 12,03	10	130
TP (mg/l)	4,02 ± 1,65	3,39 ± 2,84	1,53 ± 0,85	3	/
E.C	< 2000 UFC/ml	< 600 UFC/ml	< 1000 UFC/ml	/	/
Streptocoques	< 10 UFC/ml	absence	Absence	/	/
Staphylocoques	< 15 UFC/ml	< 5 UFC/ml	Absence	/	/

Pour l'ensemble des stations étudiées, les températures enregistrées sont conformes aux normes de rejet et de réutilisation agricole. La dispersion correspondante ne dépend que des conditions climatiques, ce qui rend l'évolution de ce paramètre assez prédictible.

Le potentiel d'hydrogène a une légère tendance basique mais reste moyennement dans l'intervalle idéal pour les trois stations. Les écart-types sont stables et ne causent pas des dépassements par rapport aux normes de rejet ou d'irrigation. Une légère hausse par rapport à la valeur d'entrée est observée pour la deuxième station ou le catabolisme rémanent après la dégradation de la matière organique génère de l'ammoniac (Nakib, 2012), (Karef et al, 2017).

La conductivité est le paramètre le plus informatif sur la salinité d'une eau. Les valeurs moyennes enregistrées pour les trois stations permettent aux eaux épurées de rejoindre le milieu naturel ou d'être réutilisées en agriculture (FAO, 2003). Cependant la dispersion qui est proportionnelle aux valeurs moyennes, est plus importante pour la première station et cause ainsi certains pics limitant la possibilité du rejet dans les milieux non-salins mais n'empêchant pas la réutilisation agricole avec prise en considération des conditions initiales du sol et du choix de la culture.

Une combinaison de la conductivité avec le ratio d'adsorption du Sodium (SAR), permet selon la classification de Richards, de déterminer les restrictions et les mesures à prendre en considération en cas de réutilisation (Elmeddahia et al, 2016).

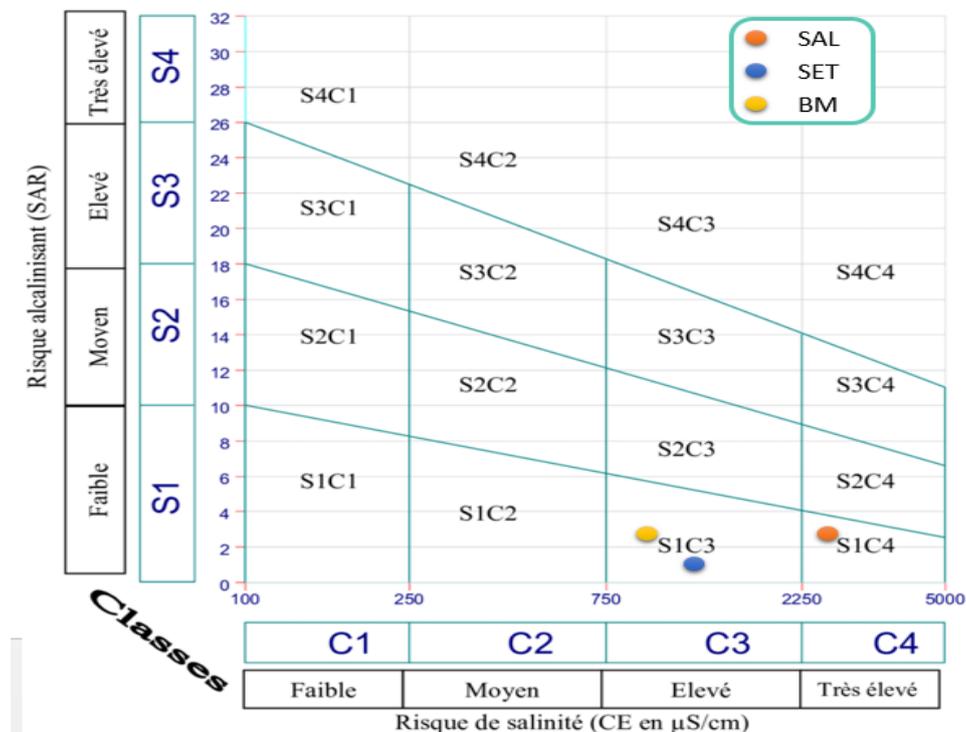


Figure 2.2.5. Localisation des eaux traitées sur le diagramme de richards (Nakib, 2015), (Elmeddahia et al, 2016)

Les stations de Souk El Tenine et Boumerdes se situent dans la classe C3S1 appartenant à une eau convenant à l'irrigation de cultures tolérantes au sel sur des sols bien drainés,

avec nécessité d'analyse régulière de la salinité du sol (Nakib, 2015), (Elmeddahia et al, 2016). Par contre, la station de Sidi Ali Lebhar est dans la catégorie C4S1 appartenant à une eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes au sel comme le Tamaris, Atriplex, Acacia...etc.et sur des sols bien drainés et lessivés (Bouanani et al, 2020), (Wagenet, 1983).

La particularité de la première station par rapport au problème de la salinité en général provient des agents de surface anioniques et le faible taux de dilution ainsi que l'usage de l'hypochlorite de sodium comme additif désinfectant.

Les résultats obtenus pour la STEP de Koléa en 2011 permettent également de placer les eaux épurées dans la catégorie C3S1 qui est par conséquent la classe usuelle des eaux urbaines traitées par boues activées au nord Algérien (Nakib, 2015).

Cependant, Les concentrations des ions de Calcium et Sodium ne représentent aucune menace directe pour l'irrigation selon les normes de l'OMS et la FAO et cela s'applique à toutes les stations étudiées (Tiercelin et Vidal, 2006).

L'oxygène dissous représente aussi un indicateur important, une eau appauvrie en oxygène ne conviendra pas à la faune aquatique (Wagenet, 1983). C'est le cas de la deuxième station où le catabolisme des microorganismes rémanents a appauvri considérablement l'eau en Oxygène. L'irrigation peut remédier à ce problème grâce à l'activité photosynthétique des cultures (Bouanani et al, 2020).

Les matières en suspension contenues dans les eaux épurées ne présentent aucun risque pour le rejet naturel ou pour l'irrigation pour les trois stations. La variabilité est assez stable et prévisible.

Les concentrations en demande chimique et biochimique en Oxygène sont dans les normes requises pour le rejet et l'irrigation. Les écart-types indiquent une certaine stabilité de ces deux paramètres.

Les composés azotés ont un impact tout à fait différent entre l'environnement aquatique et agricole. Les stations à boues activées urbaines ne garantissent pas usuellement les conditions nécessaires pour une dénitrification optimale. Par conséquent, la rémanence des Nitrates est un phénomène très courant (Hubiche, 1997). Les eaux traitées représentent toujours un excès en nitrates pour les milieux aquatiques récepteurs. Ce problème aurait toute une autre dimension sur le plan agricole où l'azote est un élément fertilisant majeur.

Dans les cas étudiés, les trois stations présentent un excès en nitrates pour la faune aquatique via le surdéveloppement de la flore aquatique menant au phénomène d'eutrophisation (Corriveau, 2009). De plus, la variabilité des concentrations de l'ammonium pour la première station présente une certaine nocivité surtout quand le pH dépasse la valeur 8 où l'ammonium se transforme en ammoniac qui est une forme nocive et suffocante pour la faune (Gafsi et Kettab, 2016).

Pour l'irrigation, les composés azotés ne présentent en aucun excès et peuvent même être valorisés avantageusement au profit de la flore agricole.

A l'exception de la STEP de Boumerdes, le phosphore total représente une contrainte face au rejet naturel pour les deux premières stations. Ce résultat est proportionnel au ratio C/N/P dans l'effluent. Tandis que pour l'irrigation, les concentrations rémanentes peuvent être exploitées sans aucune menace particulière.

La résistance de certaines bactéries à la désinfection notamment *Escherichia Coli* présente une menace sérieuse pour le rejet et surtout pour l'irrigation. Sa persistance peut facilement subsister jusqu'au produit comestible et causer de sérieux troubles digestifs via l'ingestion comme la gastro-entérite (Nakib et al, 2016).

Les métaux lourds et les éléments trace métallique sont beaucoup plus importants dans la boue que dans l'eau traitée. Les concentrations sont de l'ordre de ppm. Certains oligo-éléments sont bénéfiques à faibles doses (Boumalek et al, 2019), (Elmeddahia et al, 2016). L'effet différé et cumulatif de ces éléments exige la prise en considération des conditions initiales du sol avant chaque épandage (Sibouker, 2010). Les résultats des boues étudiées sont mentionnés dans le tableau 2.2.5 :

Tableau 2.2.5. Pourcentages des ETM dans les boues (ppm/MS) (Karef et al, 2014), (Boumalek et al, 2019).

Elément	STEP			Normes d'épandage (OMS-NFU 44-095)
	SAL	SET	BM	
Cu	104 ± 5	113 ± 6	106	1000
Cd	0	0	1	20
Pb	44 ± 3	50 ± 3	16	800
Cr	0	0	15	1000
Hg	0	0	6	10
Ni	0	0	23	200
Zn	648 ± 9	673 ± 10	547	3000
Ti	534 ± 72	390 ± 44	/	/
Sr	373 ± 3	402 ± 4	/	/
Rb	22 ± 1	23 ± 1	/	/
Zr	20 ± 2	30 ± 2	/	/
Ag	0	15 ± 4	/	/
As	6 ± 2	3 ± 2	/	/
Y	3 ± 1	7 ± 1	/	/

Les éléments présents dans les boues issues des stations étudiées ne représentent aucune restriction alarmante à l'épandage. Les éléments les plus présents et qui ne sont pas soumis à une restriction sont le Zinc (Zn), le Strontium (Sr) et le Titanium (Ti).

Les concentrations en Zinc proviennent essentiellement de l'alimentation tandis que le Titanium provient majoritairement du lessivage des pigments externes par les eaux de pluie. Le Strontium est ingéré via les eaux potables à moins de 1 mg/l se dépose sur le

système osseux et dentaire de la même manière que le calcium et représente un à deux millièmes de la présence de ce dernier dans l'organisme (Elmeddahia et al, 2016), (Shon et al, 2007).

2.2.4.2. Attraites agricoles des sous-produits d'épuration

Les eaux épurées tout comme les boues déshydratées constituent une ressource très riche en éléments fertilisants majeurs ainsi que des éléments secondaires nécessaires au bon développement de la plante à des quantités limitées. La présence de ces éléments doit être étudiée afin d'évaluer l'apport par rapport au besoin de certaines cultures.

2.2.4.2.1. Apport des eaux usées traitées

2.2.4.2.1.1. Potentiel hydrique

Cette partie sert à l'évaluation de l'apport quantitatif des eaux usées traitées à travers les quantités produites annuellement en eaux usées traitées ainsi que leurs variations.

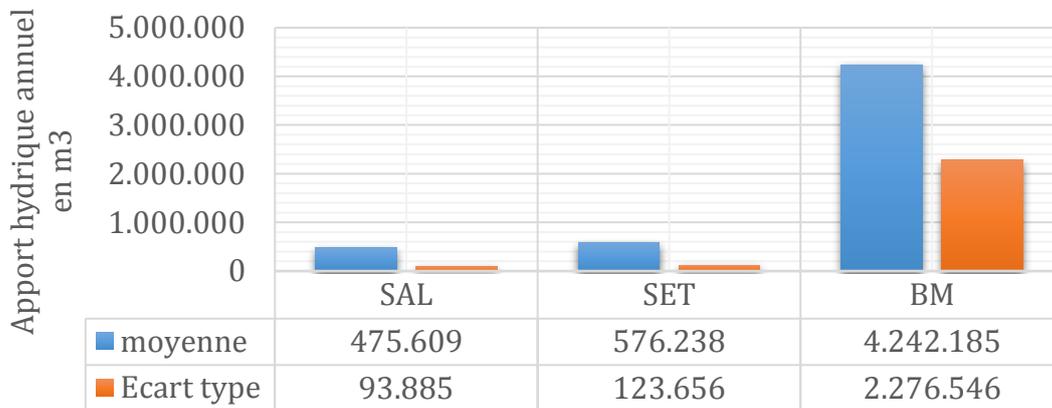


Figure 2.2.6. Volumes annuels en EUT des STEP étudiées.

Comme illustré dans la figure 2.2.6, les volumes annuels produits par les trois stations sont proportionnels aux capacités des stations. Les dispersions sont quant à elles proportionnelles à la variation de l'effluent comme illustré dans la figure 2.2.1 ou la récurrence des orages et la déféctuosité occasionnelle au niveau de certains points de relevage justifient amplement la haute variabilité du potentiel hydrique de station de Boumerdes.

Les surfaces agricoles situées aux périphéries des stations étudiées peuvent bénéficier de cet apport d'un point de vue hydrique. Les superficies agricoles utiles des régions de Bejaia et Boumerdes sont respectivement équivalentes à 130348 et 66230 hectares (ONID).

Si l'on considère des doses d'irrigation de 5000 m³/hectare/an et 3500 m³/hectare/an qui correspondent respectivement aux besoins théoriques des arbres fruitiers et aux cultures maraichères selon les caractéristiques climatiques des régions étudiées, on peut déduire les surfaces potentiellement irrigables par les volumes d'eau traitée (Nakib, 2015), (Nakib et al, 2016).

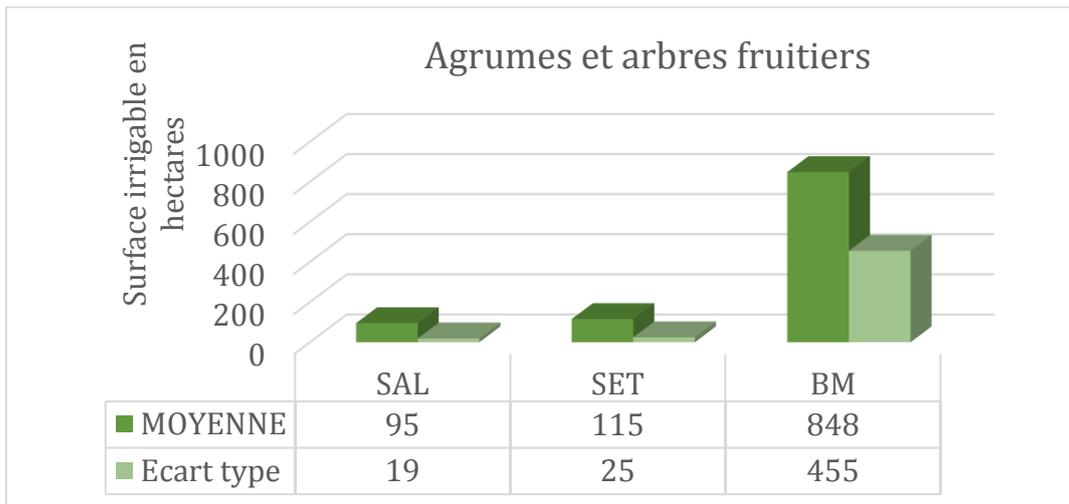


Figure 2.2.7. Surfaces d'irrigation potentielles par les EUT à 5000 m³/ha/an

Les surfaces potentiellement irrigables montrées dans la figure 2.2.7 couvrent 0,16% de la SAU régionale pour les deux premières stations combinées et 1,28% pour la troisième station. Les espèces arboricoles correspondantes prédominantes dans les régions étudiées sont les agrumes et la vigne pour la région de Boumerdes ainsi que l'olivier et le figuier pour la région de Bejaia.

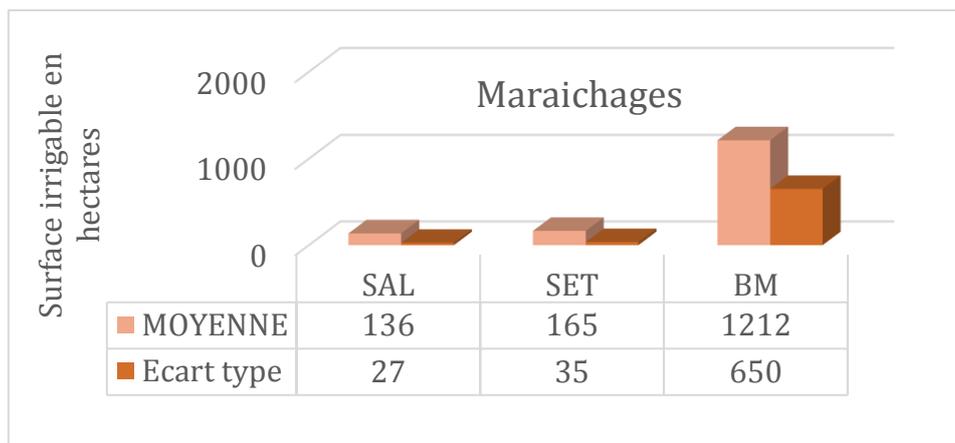


Figure 2.2.8. Surfaces d'irrigation potentielles par les EUT des STEP étudiées.

Selon la figure 2.2.8, les surfaces potentiellement irrigables couvrent 0,23% de la SAU régionale pour les deux premières stations combinées et 1,83% pour la troisième station.

Cependant, les variations observées sont très importantes. Pour cela, Il faut envisager la possibilité d'un déficit qui devra être comblé par les eaux conventionnelles ou plus probablement un excès qui sera valorisé autrement.

En outre, ce bilan ne peut permettre qu'une approximation de l'apport hydrique car les besoins théoriques peuvent être assujettis à des imprévus climatiques ou édaphiques. Pour cela, il faut un ajustement régulier de la dose à apporter selon le développement végétatif. Un autre paramètre à prendre en considération est le mode d'irrigation qui joue aussi un très grand rôle dans les pertes hydriques. Les systèmes d'irrigation localisée comme les systèmes de goutte à goutte, causent moins de 10% de pertes malgré

l'accentuation de l'accès à la salinité (Elmeddahia et al, 2016). Certains systèmes d'une efficacité hydrique similaire comme l'aspersion sont à bannir dans le cas des eaux usées traitées car le contact de l'eau avec le fruit peut induire un sérieux risque de contamination. Le système traditionnel à submersion qui est le plus adapté aux eaux usées à forte salinité, génère près de 30% de pertes hydriques (Kettab et al, 2017), (Nakib, 2015).

2.2.4.2.1.2. Apport fertilisant majeur

Afin d'estimer l'apport massique en fertilisant par unité de surface agricole, les concentrations finales en azote global, ortho-phosphates, et Potassium ont été converties selon les masses molaires respectives aux concentrations de N, P₂O₅ et K₂O. Ensuite, ces dernières concentrations ont été multipliées par des doses de 5000 m³/hectare/an et 3500 m³/hectare/an. La première dose d'irrigation correspond aux besoins théoriques des agrumes et arbres fruitiers tandis que la deuxième aux cultures maraichères. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 2.2.6 :

Tableau 2.2.6. Apports nutritifs des EUT en kg/ha

	STEP	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		Kg/ha		
Dose de 5000 m ³ /ha/an	SAL	92,25 ± 16,85	20,10 ± 7,25	67,35 ± 0,75
	SET	66,65 ± 28	16,95 ± 14,23	50,65 ± 0,25
	BM	62,8 ± 16,30	7,55 ± 4,20	94,50 ± 0,85
Dose de 3500 m ³ /ha/an	SAL	64,58 ± 13,08	14,07 ± 5,07	47,13 ± 0,53
	SET	46,67 ± 19,66	11,86 ± 7,25	35,47 ± 0,20
	BM	43,97 ± 11,41	5,28 ± 2,94	66,15 ± 0,61

La teneur en azote est plus importante pour la première station à cause de la fraction organique rémanente. Cette fraction peut être minéralisée par les microorganismes du sol. Une carence en azote peut générer un feuillage jauni et des tiges minces. (Djillali et al, 2020)

L'apport en phosphore est également important mais est plus faible pour la troisième station. Ce résultat est justifié par l'équilibre C/N/P de l'effluent. Les apports en phosphore restent plus faibles que pour l'azote et le potassium pour les trois stations. Cet élément contribue massivement à la croissance et la solidité des tiges (Djillali et al, 2020).

L'apport en potassium est très important grâce à sa nature soluble. La partie aérienne est fortement impactée par cet élément. L'apport est plus important pour la troisième station (Djillali et al, 2020).

Ces apports théoriques ne suffisent pas à une planification exacte la procédure de fertilisation mais permettent la sélection des cultures les plus adaptées à cet équilibre et à apporter un ajustement initial adéquat. Les ajustements ultérieurs se feront selon les différents signes agronomiques de carences ou d'excès de ces éléments. La figure 2.2.9 ci-

dessous compare l'apport nutritionnel NPK des EUT de SAL aux besoins théoriques des espèces arboricoles étudiées :

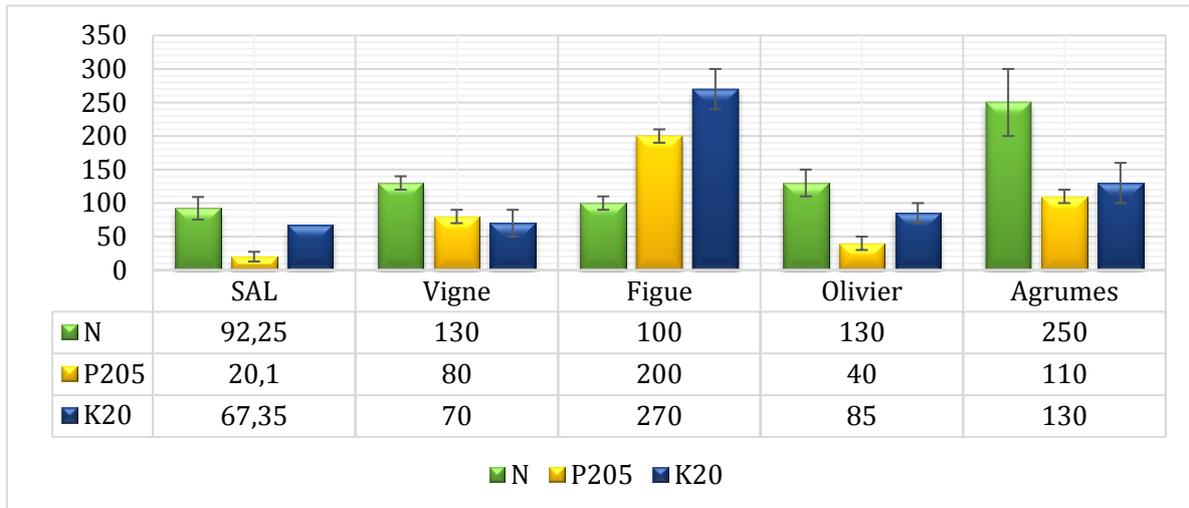


Figure 2.2.9. Apport nutritif des EUT de SAL aux différentes espèces arboricoles

Les apports des eaux épurées de la STEP de Sidi Ali Lebhar sont plus adaptés aux proportionnalités des besoins théoriques de l'olivier en pleine production (71/50/79%) avec un ajustement au besoin à l'aide un engrais ternaire ou phosphaté. Ces eaux peuvent être aussi valorisées pour la fertilisation de la figue (92%/10%/25%) en ajoutant des engrais binaires PK pour combler le déficit (Fertial, 2017). Ces deux cultures sont plus tolérantes à l'intervalle de conductivité de ces eaux qui est situé entre 2 et 3 dS/m (FAO, 2003). La vigne est par contre assez sensible à la salinisation du sol tout comme les agrumes. Par conséquent, ces deux dernières espèces ne peuvent être irriguées par ces eaux que s'il y a dilution avec de l'eau douce.

La figure 2.2.10 ci-dessous compare l'apport nutritionnel NPK des EUT de SET aux besoins théoriques des espèces arboricoles étudiées :

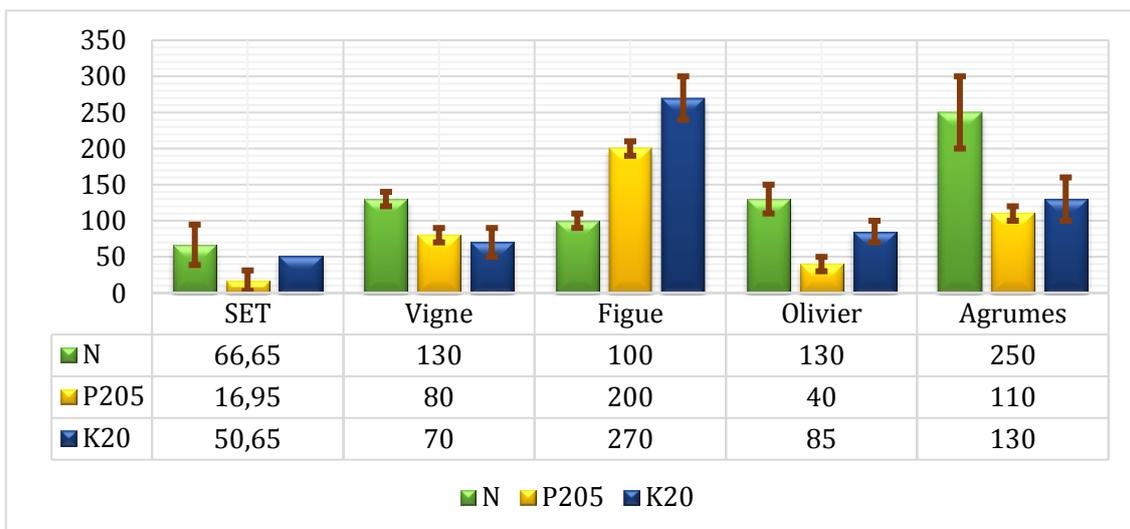


Figure 2.2.10. Apport nutritif des EUT de SET aux différentes espèces arboricoles

La classe C3S1 où se situent les eaux épurées de la STEP de Souk el Tenine permettent d'avoir plus de choix quant à la sélection des cultures. Les apports se situent moyennement à moitié des besoins théoriques de l'olivier (Fertial, 2017). La variation de ces apports peut satisfaire les besoins de la figue en azote mais il faudra incontestablement un ajustement du phosphore et du potassium (Fertial, 2017). Face aux agrumes, ces eaux ont une proportionnalité relativement équilibrée entre les trois nutriments à un tiers des besoins théoriques. Quant à la vigne, les besoins en Potassium peuvent être majoritairement comblés avec un ajustement inévitable pour les deux autres nutriments, notamment le phosphore (Fertial, 2017).

La figure 2.2.11 ci-dessous compare l'apport nutritionnel NPK des EUT de Boumerdes aux besoins théoriques des espèces arboricoles étudiées :

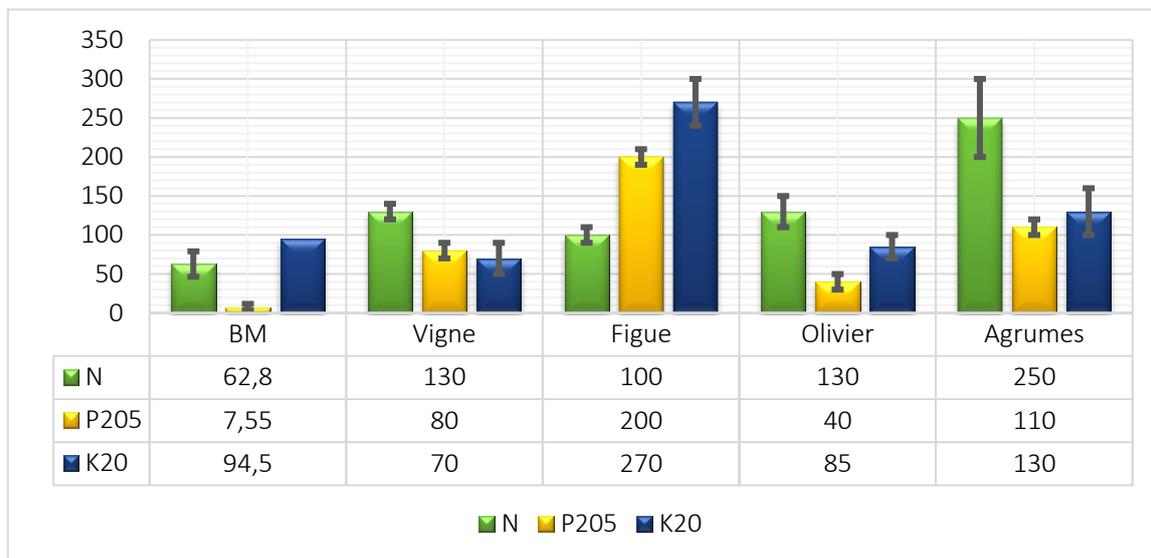


Figure 2.2.11. Apport nutritif des EUT de BM aux différentes espèces arboricoles

La STEP de Boumerdes offre un apport généreux en potassium dépassant les besoins de la vigne et de l'olivier et pouvant combler aussi les besoins des agrumes et une partie abondante des besoins de la figue qui est la plus requérante de ce nutriment (Fertial, 2017). Les apports en phosphore sont bas et nécessiteront un ajustement industriel abondant surtout pour la figue. L'apport en azote est significatif et comble près de la moitié des besoins de toutes ces espèces sauf les agrumes. Ces eaux ont plus la proportionnalité N-P-K adaptée à l'olivier. Les agrumes sont aussi un bon choix vu la classe de salinité de ces eaux. Ces eaux peuvent aussi être profitables pour la figue mais il faut noter que cette espèce préfère des sols calcaires et sableux. Dans le cas de la vigne, un excès en potassium peut éventuellement limiter l'accès racinaire au fer et au manganèse (Djillali et al, 2020).

Comme la dose d'irrigation diminue pour les maraichages, les apports en nutriments diminuent aussi. Un légume et un fruit ont été sélectionnés. La tomate fait déjà partie d'un micro-potager expérimental au niveau de la STEP de Souk El Tenine arrosé par les eaux traitées avec les plantes ornementales en périphérie.

La figure 2.2.12 ci-dessous compare l'apport nutritionnel NPK des EUT des trois stations aux besoins théoriques des espèces maraichères étudiées :

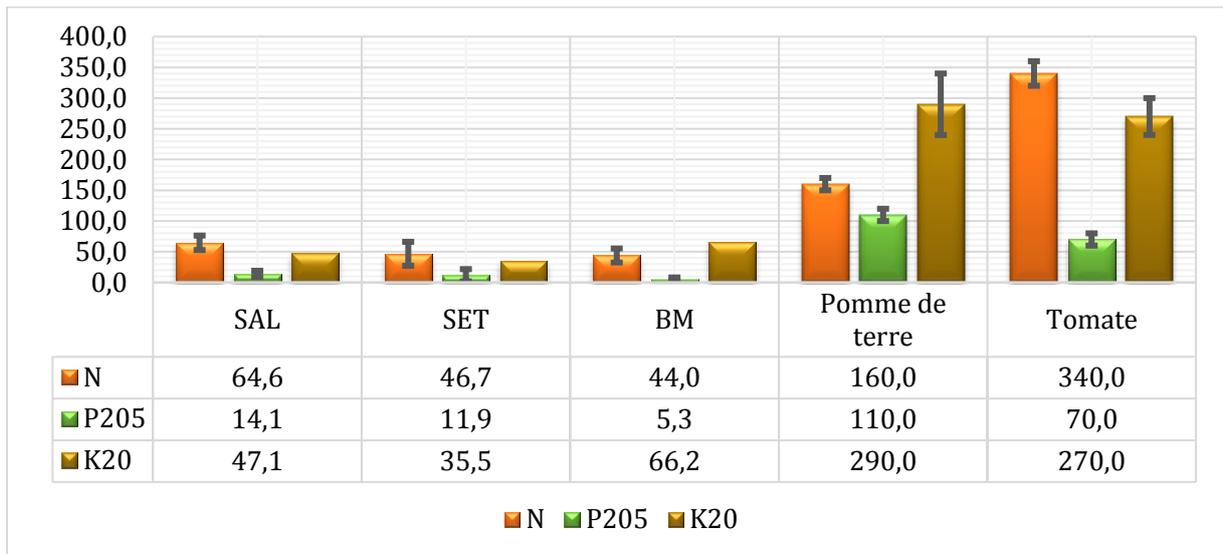


Figure 2.2.12. Apport nutritif des EUT aux maraichages

Les eaux traitées de Sidi Ali Lebhar peuvent satisfaire à 40% les besoins de la pomme de terre mais la conductivité de ces eaux ne serait pas tolérable (Fertial, 2017). La tomate est plus résistante à la salinité jusqu'à 3 dS/m (FAO, 2003) et l'équilibre nutritionnel apporté représente approximativement 20% des besoins NPK, ce qui nécessitera un ajustement ternaire de ces éléments (Soria et Cuartero, 1998).

Les eaux de Souk El Tenine ont une salinité plus admissible pour la pomme de terre avec risque différé d'accumulation. Les apports en azote sont à environ un tiers ($29 \pm 12\%$) des besoins de la pomme de terre. Les apports potentiels pour la tomate sont proches de ceux de la STEP de Sidi Ali Lebhar (Fertial, 2017). Ces eaux sont donc adaptées d'un point de vue nutritionnel à la tomate avec un ajustement saisonnier de la fertilisation (Soria et Cuartero, 1998).

Les eaux traitées de Boumerdes avec la salinité la plus faible sont les plus adaptées à la culture de la pomme de terre avec un apport de $27 \pm 7\%$ des besoins azotés et 23% pour les besoins en potasse. La tomate est aussi un choix envisageable avec des apports plus faibles en azote et en phosphore (13% et 8% respectivement) mais un apport en potassium plus important que les deux autres stations avoisinant un taux de 25% (Fertial, 2017), (Soria et Cuartero, 1998).

En plus des apports nutritifs et de la classe de salinité, la composition granululaire et chimique du sol est très importante. L'olivier à titre d'exemple est plus favorable aux sols a tendance légèrement alcaline, la tomate se développe favorablement dans un sol légèrement acide, le reste des cultures citées et envisagées préfèrent des sols plutôt neutres. La pomme de terre est plus tolérante aux sols calcaires et siliceux (Nakib, 2015). Il est donc primordial d'examiner la composition du sol agricole à envisager en plus de la composition des eaux traitées étudiée dans ce travail.

En outre, les fruits et légumes pouvant être comestibles sans cuisson sont porteurs de pollution microbiologique comme dans le cas des tomates mixées arrosées par la STEP de Souk el Tenine ou il a une présence infinitésimale de moins de 10 colonies d'*Escherichia Coli* /10 ml. Ce problème ne peut être évité sans désinfection radicale des eaux au

préalable ou de choisir une valorisation industrielle de ces légumes et fruits comme la production de confitures et concentrés de tomates imposant la cuisson et ainsi la stérilisation du produit. Les normes algériennes concernant la réutilisation des eaux usées traitées appuient sur la nécessité de suivre les restrictions imposées quant aux choix des fruits et les démarches d'irrigation et de récolte (JORADP, 2007).

2.2.4.2.2. Apport agricole des boues déshydratées

Les paramètres physico-chimiques comme le pH, la siccité et le pourcentage des matières volatiles en suspension jouent un grand rôle sur la texture du sol et la réceptivité de la plante.

Quant à l'indice de Mohlman et aux ratios MS/DCO éliminée et Polymère/MS, ceux sont des indicateurs de performance du traitement biologique et sont ainsi des paramètres informatifs sur la qualité de la boue avant déshydratation mécanique (Karef et al, 2017), (Dauvergne, 2007).

Finalement, afin d'estimer le pouvoir fertilisant majeur des boues en excès issues des stations étudiées, les quantités moyennes produites annuellement sont indiquées dans le tableau suivant. Le pourcentage de siccité permet de déduire la quantité réelle de matière sèche équivalente sur la base de laquelle les analyses de composition ont été effectuées (Bouanani et al, 2020).

Les fractions de l'azote, phosphore et potassium obtenues lors des analyses sont ainsi indiquées par leur forme oxydée après conversion molaire en N, P₂O₅ et K₂O. L'apport de ces derniers par tonne de boue à leur degré de siccité réelle à la sortie de déshydratation sans séchage entier, est obtenu en multipliant ces taux par le pourcentage de siccité qui constitue en effet un facteur de dilution de ces éléments dans la boue (Bouanani et al, 2020). La même démarche a été entreprise pour les éléments fertilisants secondaires mesurés par la méthode XRF.

Comme L'épandage est fortement déconseillé pour les cultures maraichères par l'office National de l'Assainissement à cause du risque de contamination accentué, seules les espèces arboricoles étudiées dans la partie 2.2.4.2.1.2. ont été envisagées dans cette partie à savoir : la vigne, la figue, l'olivier et les agrumes (Choubert, 2002).

Les valeurs de siccité obtenues sont très usuelles pour les boues issues d'une déshydratation mécanique (Bouanani et al, 2020). Les variations observées ne sont pas alarmantes et permettent la prédictibilité de ce paramètre se situant toujours dans l'intervalle [18-30%] correspondant aux boues pâteuses (Sibouker, 2010). Cet état physique de la boue peut légèrement favoriser la survie des agents pathogènes. En outre, les valeurs du pH observées ne sont pas assez élevées pour garantir leur inhibition (Nakib et al, 2016). Par conséquent, l'analyse de la boue doit se faire juste avant épandage afin d'estimer la prolifération d'une éventuelle rémanence de microorganismes pathogènes après la stabilisation effectuée dans les trois stations.

Les valeurs du pH sont globalement neutres et correspondent globalement aux intervalles souhaitables pour la plupart des espèces arboricoles tels que la vigne [6,5-7,5], l'olivier [6,5-8], la figue [6,5-7,7] et même les agrumes [6,5-7]. Cependant, les conditions

d'alcalinité initiales du sol sont un autre facteur à prendre en considération (Fertial, 2017).

Les valeurs des pourcentages en matières volatiles en suspension sont moyennement inférieures à 65% indiquant une bonne minéralisation (Canler, 2005). Ces taux toutefois significatifs en apport organique sont avantageux pour les sols agricoles algériens appauvris ou le rayonnement et les hautes températures induisent la dégradation très rapide de la matière organique ne laissant pas une teneur nécessaire à l'amélioration de la perméabilité et la capacité de rétention du sol (Boumalek et al, 2019).

Les valeurs de l'indice de Boue ou de Mohlman donnent une idée sur la capacité de décantation de la boue. Les valeurs obtenues restent moyennement supérieures à 50 ml/g indiquant un taux de décantation acceptable et sont inférieures à 150 ml/g indiquant l'absence des bactéries filamenteuses qui sont responsables du moussage de la boue et la réduction significative de sa masse volumique (Nakib et al, 2015), (Bouanani et al, 2020). Ces valeurs sont un peu plus faibles pour la deuxième station à cause des variations de charge induisant une charge massique très faible en hiver ou le catabolisme poursuit la dégradation de la biomasse sans avoir un substrat organique suffisant pour en recréer.

Le tableau 2.2.7 regroupe les paramètres cités ci-dessus :

Tableau 2.2.7. Caractéristiques des boues des stations étudiées.

STEP		SAL		SET		Boumerdes	
Boues en excès (tonne/an)		395		490		1800	
Siccité %		19,44 ± 1,20		20,10 ± 1,65		22,73 ± 4	
MS (tonnes)		77		99		409	
Ph		6,8 ± 0,45		6,65 ± 0,45		7,1 ± 0,50	
MVS %		58,00 ± 3,63		58,06 ± 5,05		57,00 ± 9,00	
IM (ml/g)		80 ± 28		75 ± 25		115 ± 30	
Polymère/MS (kg/t)		4,39 ± 0,96		4,84 ± 1,90		/	
MS/DCO		0,42 ± 0,31		0,67 ± 0,44		0,35 ± 0,62	
Eléments Nutritifs majeurs		g/kg de MS	kg/tonne de boue	g/kg de MS	kg/tonne de boue	g/kg de MS	kg/tonne de boue
	N	27,80 ± 1,45	5,40 ± 0,28	20,39 ± 1,23	4,10 ± 0,25	28,58 ± 1,22	6,50 ± 0,28
	P ₂₀₅	14,91 ± 3,21	2,90 ± 0,62	12,43 ± 12,87	2,50 ± 2,59	30,31 ± 14,90	6,90 ± 0,62
	K ₂₀	12,34 ± 7,64	2,40 ± 1,48	9,45 ± 5,55	1,90 ± 1,12	16,63 ± 2,03	3,80 ± 1,48
Eléments secondaires	Ca	13,15	2,56	22	4,42	43,95	9,99
	S	0,32	0,06	0,44	0,09	11,35	2,58
	Fe	13,95	2,71	15,20	3,06	23,23	5,28
	Si	3,58	0,70	3,34	0,67	/	20,43
	Mn	1,55	0,30	2,27	0,46	2,30	0,52

Cependant une corrélation linéaire entre l'indice de Mohlman et la concentration en Oxygène dissous faite sur la base des résultats issus de trois bassins d'aérations de la STEP de Koléa en 2011 (Nakib et al, 2016) et la STEP du versant ouest de Tizi-Ouzou en 1992 (Ouyed, 1992) a généré des coefficients supérieurs à 0,95 indiquant une forte dépendance entre ces deux paramètres. Malheureusement, l'inexistence d'une sonde d'oxygène dans les bassins d'aération des stations étudiées dans notre cas n'a pas permis d'en extraire les formules correspondantes. Les nuages de valeurs réelles, les approximations linéaires ainsi que les équations sont illustrés dans la figure 2.2.13.

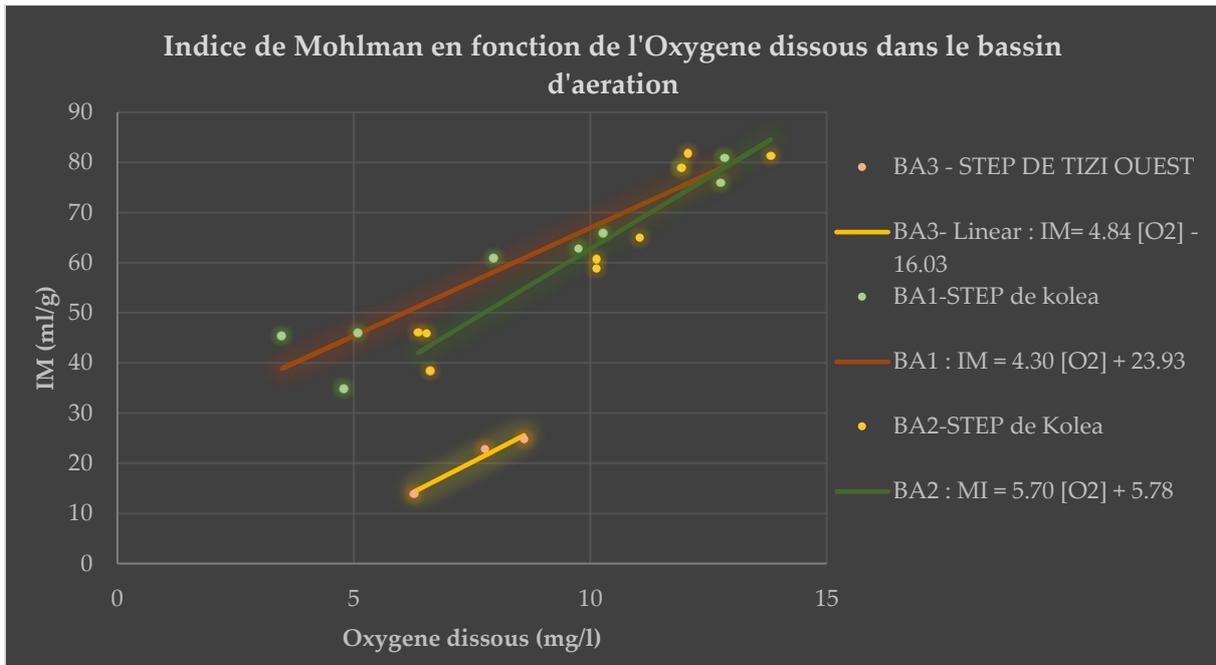


Figure 2.2.13. Evolution de l'indice de Mohlman en fonction de l'Oxygène dissous dans le bassin biologique

La figure 2.2.13 montre une évolution linéaire du type : **IM=a [O₂] +b** pour les trois bassins, où :

- ✓ b indique les valeurs de cet indice dans des conditions anoxiques.
- ✓ a exprime la vitesse de formation et d'agglomération de boue

Ces deux valeurs sont spécifiques à chaque liqueur et dépendent de l'âge de boue et de la charge massique.

Par conséquent, l'apport en Oxygène dans le bassin d'aération peut être réglé afin d'approcher une valeur optimale de 100 ml/g grâce à l'équation 2.2.5 ci-dessous mais tout en prenant en considération les besoins en Oxygène calculés dans la section 2.2.3.2.

$$\text{concentration optimale en } O_2 \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{100-a}{b} \quad (2.2.5)$$

Quant aux valeurs du ratio : polymère/MS, elles sont inférieures aux valeurs théoriques de ce ratio pour une boue biologique qui sont entre 8 et 12, tout en obtenant une siccité de déshydratations acceptable (Dauvergne, 2007). Cela indique une injection efficace de polymère lors du conditionnement.

Le ratio MS/DCO exprime le taux d'extraction des boues biologiques, les valeurs théoriques de ce ratio se situent entre 0,57 et 0,95 (Boutin et al, 2008), (Dauvergne, 2007). Si l'on compare les valeurs moyennes, la deuxième station est moyennement bien placée

mais présente une forte fluctuation due aux variations de charge organique de l'effluent. La troisième station présente un taux d'extraction faible indiquant une forte recirculation due à la saturation de la station avec une forte dispersion due au taux de dilution et la variation de charge hydraulique. La première station présente une certaine stabilité de ce ratio due à la stabilité de la charge organique de l'effluent et la basse extraction est due au faible taux de dilution nécessitant une importante quantité de liqueur recirculée.

La proportionnalité des éléments majeurs dans la boue confirme la tendance du Sodium à la solubilité et la dissolution en comparaison avec les deux autres éléments (Nakib, 2015).

La boue de Sidi Ali Lebhar présente un apport important notamment en Azote, les écarts-types montrent une qualité plus stable que les autres stations malgré une variabilité du potassium qui n'a pas été constatée dans les eaux épurées.

Les boues de Souk El Tenine présentent des apports intéressants pour les trois éléments majeurs avec une variabilité en phosphore importante également observée pour les eaux épurées et même les eaux brutes résultant à la base de la variation de charge organique de l'effluent.

Les boues de la station de Boumerdes présentent un apport en potassium très remarquable tout comme les eaux épurées de cette station. Une variabilité importante est remarquée pour le phosphore et est due principalement au taux de dilution et à la fluctuation de la charge hydraulique.

Quant aux éléments secondaires, la station de Boumerdes présente des taux beaucoup plus importants pour la totalité des éléments. Cela indique que le flux pluvial contient des concentrations importantes de ces éléments.

Afin d'optimiser l'exploitation de l'apport fertilisant et en tirer profit maximal, les fractions massiques de ces éléments par tonne de boues en été multipliées par un coefficient ajustant la quantité épandue par hectare aux besoins de chaque espèce. Le coefficient représente le minimum des trois rapports divisant le besoin unitaire de la plante par l'apport unitaire de la boue. La valeur minimale est choisie afin de satisfaire au maximum les besoins des plantes sans qu'il y ait d'excès dans les trois apports.

Il est calculé selon la formule 2.2.6 ci-dessous (Nakib, 2015) :

$$C = \min\left(\frac{\text{Besoin en N} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}}\right)}{\text{Apport en N} \left(\frac{\text{kg}}{\text{tonne de boue}}\right)}; \frac{\text{Besoin en P2O5} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}}\right)}{\text{Apport en P2O5} \left(\frac{\text{kg}}{\text{tonne de boue}}\right)}; \frac{\text{Besoin en K2O} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}}\right)}{\text{Apport en K2O} \left(\frac{\text{kg}}{\text{tonne de boue}}\right)}\right) \quad (2.2.6)$$

Le tonnage par hectare peut être alors se calculer simplement en multipliant le coefficient C par la valeur unitaire de 1 tonne/ha. La surface potentielle d'épandage est calculée en divisant la quantité globale de la boue par le tonnage à apporter par hectare selon l'équation 2.2.7 dont les résultats correspondants sont dans le tableau 2.2.8 :

$$S.E \text{ (Surface d'épandage en ha)} = \frac{\text{Quantité de boues produites} \left(\frac{\text{t}}{\text{an}}\right)}{C * 1 \text{ t/ha}} \quad (2.2.7)$$

Tableau 2.2.8. Apports nutritifs des boues aux cultures arboricoles.

Vigne (Fertial, 2017)

SAL					SET					BM				
T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
21,51 ± 2,83	18,66 ± 2,71	116 ± 15	63 ± 18	49 ± 27	23,14 ± 8,22	23,94 ± 9,73	95 ± 33	42 ± 29	43 ± 26	12,46 ± 4,09	159,23 ± 55,89	81 ± 27	77 ± 8	48 ± 18
		89%	79%	70%			73%	53%	61%			62%	96%	68%

Figure (Fertial, 2017)

SAL					SET					BM				
T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
18,54 ± 0,97	21,35 ± 1,11	100	54 ± 11	44 ± 27	24,48 ± 1,48	20,08 ± 1,21	100	62 ± 64	45 ± 26	15,42 ± 0,62	116,93 ± 4,70	100	106 ± 41	58 ± 6
		100%	27%	16%			100%	31%	17%			100%	53%	22%

Olivier (Fertial, 2017)

SAL					SET					BM				
T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
14,43 ± 3,63	28,63 ± 6,16	78 ± 17	40	37 ± 28	22,47 ± 12,17	34,51 ± 28,75	93 ± 50	31 ± 8	44 ± 36	6,70 ± 2,86	309,99 ± 123,13	43 ± 18	40 ±	26 ± 12
		60%	100%	43%			71%	76%	52%			33%	100%	30%

Agrumes (Fertial, 2017)

SAL					SET					BM				
T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	T/ha	S.E (ha)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
34,55 ± 4,04	11,56 ± 1,32	186 ± 21	99 ± 18	82 ± 51	41,42 ± 19,17	15,02 ± 8,72	170 ± 78	67 ± 34	77 ± 52	18,41 ± 7,86	112,72 ± 44,78	119 ± 49	110	71 ± 34
		75%	90%	63%			68%	61%	59%			48%	100%	54%

Les boues STEP de Sidi Ali Lebhar sont quantitativement plus rentables pour l'épandage des terrains de figue et d'olivier. Des engrais binaires PK peuvent combler les besoins de la figue et des engrais binaires NK peuvent combler le déficit de l'olivier (Nakib, 2015), (Fertial, 2017). Cependant, la faible variation du tonnage par hectare pour la figue indique une certaine stabilité et prédictibilité facilitant la programmation de l'épandage pour cette espèce.

D'un point de vue qualitatif, l'équilibre nutritionnel de ces boues est plus adapté à la vigne et aux agrumes avec un ajustement ternaire éventuel (Nakib, 2015), (Fertial, 2017). Cependant la surface potentielle d'épandage pour les agrumes est très faible et inversement, le tonnage par unité de surface est très fort favorisant le risque d'accumulation des ETM et haussant le taux d'humidité favorisant la survie des agents pathogènes.

Les Boues de la STEP de Souk El Tenine sont quantitativement moins rentables par rapport aux autres stations à cause de la teneur en phosphore faible et très variable. D'un point de vue quantitatif, les agrumes ne sont pas un bon choix car le tonnage unitaire est très important. Les trois autres espèces sont envisageables mais la figue reste plus favorable avec la plus faible variation. Qualitativement, les apports sont plus équilibrés pour la vigne et l'olivier avec l'inévitable nécessité d'un ajustement ternaire (Nakib, 2015), (Fertial, 2017).

Les boues de la STEP de Boumerdes sont plus attrayantes sur le plan nutritif notamment en Potassium. Quantitativement, ces boues sont les plus adaptées aux agrumes par rapport aux autres stations. Cependant, l'olivier donnera quantitativement la meilleure rentabilité avec une faible variation. Les deux autres espèces sont tout aussi envisageables (Fertial, 2017).

D'un point de vue qualitatif, il n'y a pas de meilleure destinée, un ajustement binaire est nécessaire dans les quatre cas.

2.2.5. Conclusion

L'exploration des résultats a mené vers plusieurs conclusions partielles qui doivent être synthétisées afin d'unifier les conceptions établies et aboutir à des théories exploitables pour tout travail de recherche dans le domaine de la valorisation des sous-produits de l'épuration des eaux usées.

Conclusions et Recommandations

*Synthèse des aboutissements théoriques et suggestions
d'optimisation de la valorisation des sous-produits
d'épuration...*

A travers la caractérisation de l'effluent et des sous-produits de l'épuration issues des trois stations étudiées, cette étude a pu aboutir à l'appréciation du risque potentiel instantané et différé de contamination et de l'apport agricole potentiel. Ce diagnostic nous mène vers une série de déductions importantes.

Tout d'abord, certains critères de l'effluent impactent considérablement la qualité du processus à boues activées et des sous-produits obtenus. A titre d'exemple, la variation de charge polluante et du taux de dilution à la STEP de Souk El Tenine ont influencé la biodégradabilité de l'effluent et ont généré l'appauvrissement de l'eau épurée en oxygène par le biais du catabolisme lorsque la charge massique est extrêmement faible. De plus, cette variation induit un gaspillage d'énergie car même si l'oxygénation est ajustée aux besoins des microorganismes lors du catabolisme, elle n'est pas ajustée à la charge polluante à dégrader par l'anabolisme.

Afin d'optimiser le revient énergétique du traitement, les besoins en oxygène de l'effluent doivent être quotidiennement estimés avant traitement biologique afin d'ajuster l'apport en oxygénation qui doit aussi être mesuré et ajusté selon l'équation linéaire qui le lie à l'indice de Mohlman idéalement proche de la valeur 100 ml/g (Bouanani et al, 2020).

En outre, la dilution stable de l'effluent permet une légère baisse de température, un meilleur équilibre C/N/P et une baisse de la salinité de l'effluent et l'eau épurée. Cependant, elle réduit légèrement le rendement sur les agents de surface anioniques qui sont lipophiles et se fixent mieux dans une eau plus chargée de graisses et cela permet leur élimination facile au déshuilage. Selon les résultats, pour des stations urbaines, à réseau unitaire et dans des zones sans activité touristique estivale importante, le taux de dilution est situé entre 2 et 3 avec un écart type mensuel proche de 0,6.

La surexploitation d'une station et d'un réseau d'assainissement en temps réduit considérablement le taux d'ammonification pendant le réseau et ceci est dû à la hausse de vitesse dans les conduites et au temps de parcours réduit. De plus, il crée une fluctuation très importante du volume traité à cause des by-passages fréquents (Deronzier et al, 2001).

Pour les STEP étudiées, la surface potentielle irrigable est moyennement égale à 1058 hectares pour les arbres fruitiers et l'olivier et de 1513 ha pour les maraichages. Ces surfaces représentent chacune près d'un centième de la surface totale des grands périmètres irrigués en Algérie. Cependant, la variabilité annuelle de cet apport observé à la station de Boumerdes peut causer des problèmes de planification en cas de réutilisation totale des eaux traitées.

Comme pour la plupart des eaux usées traitées issues des stations d'épuration urbaines, la classe des eaux produites par Souk El Tenine et Boumerdes est C3S1 décrivant une eau convenant à l'irrigation des cultures tolérantes au sel sur des sols bien drainés. Quant aux eaux traitées de la station de Sidi Ali Lebhar, elles appartiennent à la classe C4S1 appartenant à une eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes au sel.

En plus des conditions imposées sur le sol par le classement de Richards, les intervalles de conductivité listées par la FAO pour les différentes espèces agricoles limitent l'usage de cette eau pour plusieurs espèces comme la vigne, les agrumes et la pomme de terre ou d'autres cultures qui n'ont pas été incluses dans cette étude comme l'oignon, la carotte, le

maïs, la pomme, les haricots...etc. Tandis que les eaux traitées n'ont pas de restriction vis-à-vis de la conductivité tant que les conditions initiales du sol sont respectées.

Ce problème de salinité pour la première station peut être allégé en remplaçant l'hypochlorite de Sodium par un autre réactif de chloration et en évitant les modes d'irrigation localisée comme le goutte à goutte.

Les autres caractéristiques physico-chimiques ne limitent pas le rejet ou l'irrigation sauf pour la station de Souk El Tenine où le taux d'oxygène est très bas et peut nuire considérablement à la faune aquatique en cas de rejet. Cependant, en irrigation, ce problème peut être détourné par la photosynthèse des végétaux.

Les paramètres de pollution particulaire et de pollution organique globale ne présentent pas de menace particulière pour le rejet ou l'irrigation. En outre, les agents de surface anioniques sont très faibles par rapport aux effluents issus des eaux grises. Cependant, il est préférable de planifier le monitoring annuel des milieux aquatiques récepteurs pour y estimer l'effet cumulatif et différé de ces substances.

La rémanence de certains coliformes comme *Escherichia coli* et leur persistance même dans les légumes et fruits arrosés par les eaux usées traitées nécessite l'investissement dans des moyens de désinfection plus avancés comme les dispositifs à lampe UV. Certains modèles disposent même d'un panneau photovoltaïque économique sur le plan énergétique et pouvant être ajusté parfaitement aux différents systèmes d'irrigation. Afin de minimiser le risque, l'aspersion est à bannir et les produits directement comestibles doivent être destinés à l'industrie agroalimentaire selon les restrictions du ministère des ressources en eau Algérien.

Les taux d'élimination des produits azotés et phosphorés issus des stations d'épuration à boues activées connaissent une variabilité importante et en moyenne, l'éradication du phosphore est rarement éliminée à plus de 60% à cause de l'absence d'une zone d'anoxie totale. Cela peut causer des excès au rejet et modifier les chaînes trophiques à long terme. En outre, dès que le pH atteint la valeur 8, l'azote se retrouve sous la forme d'ammoniac qui est très toxique pour la faune aquatique (Hubiche, 1997).

Cependant, ces mêmes substances ont beaucoup d'attraits sur le plan agricole et rappellent la technique de fertigation qui a beaucoup d'avantages dans l'optimisation de la quantité du fertilisant à apporter.

Les eaux traitées de la station de Sidi Ali Lebhar ont un apport nutritif qui est proche de l'équilibre nutritionnel NPK de l'olivier avec un ajustement ternaire de 30-50-20% et qui peut combler totalement les besoins en azote de la figue avec un ajustement binaire PK de près de 80%. Quant à la tomate, elle peut être satisfaite à près de 20% par les eaux de cette station.

Les eaux traitées de la station de Souk El Tenine ont un apport nutritif proche de l'équilibre nutritionnel NPK des agrumes et l'olivier à 30 et 50% de leurs besoins respectifs avec la nécessité d'un ajustement ternaire. Elles peuvent combler la figue en Azote et la vigne en potassium avec des ajustements binaires PK et NP respectivement. Quant aux maraichages, les apports à la tomate sont similaires à ceux de la première station et les besoins en Azote de la pomme de terre peuvent être comblés à $29 \pm 12\%$ avec la nécessité d'un ajustement saisonnier.

Les eaux traitées de la STEP de Boumerdes peuvent combler près de 73% des besoins des agrumes en Potassium et 35% des besoins de la figue qui est très demandeuse de cet élément. Dans ces deux cas il faudra un ajustement binaire NP. Pour l'olivier et la vigne, ces eaux peuvent générer des excès de potassium pouvant éventuellement limiter l'accès racinaire au fer et au manganèse. Ces eaux sont les plus adaptées à la culture de la pomme de terre en termes de salinité en comblant $27 \pm 7\%$ de ses besoins azotés et 23% pour les besoins en potasse. Ces eaux peuvent aussi combler 25% des besoins en potasse de la tomate. Dans tous les cas, un ajustement binaire NP s'impose.

Ces résultats théoriques peuvent offrir une meilleure orientation vers le choix de la culture mais une démarche de monitoring agricole pour détecter visuellement les carences et les excès est nécessaire.

Les caractéristiques physico-chimiques des boues issues des stations étudiées ne présentent pas d'inconvénance particulière à l'épandage sauf la texture pâteuse qui n'est pas idéale mais qui peut être détournée si le sol est drainé avant épandage. Les boues présentent aussi un bon degré de minéralisation tout en ayant un apport organique avantageux pour les sols agricoles algériens appauvris par les conditions climatiques.

Les boues de Sidi Ali Lebhar sont plus adaptées à l'épandage des cultures de l'olivier et la figue avec des tonnages respectifs de $18,54 \pm 0,97$ et $14,43 \pm 3,63$ t/ha qui correspondent à des surfaces potentielles respectives de $21,35 \pm 1,11$ et $28,63 \pm 6,16$ hectares. Tout de même, un ajustement PK (73%-84%) important est nécessaire pour l'olivier et un ajustement NK est nécessaire pour la figue (40%-57%).

Les Boues de la STEP de Souk El Tenine sont quantitativement moins rentables par rapport aux autres stations. La figue est la plus favorable à un tonnage de $24,48 \pm 1,48$ t/ha par rapport à la faible variation de l'apport de ces boues pour cette espèce. La surface potentielle correspondante est de $20,08 \pm 1,21$ hectares. Les fortes variations face aux autres espèces peuvent engendrer une inconvénance à la planification de l'épandage.

Les boues de la STEP de Boumerdes sont les plus adaptées aux agrumes par rapport aux autres stations avec un tonnage de $18,41 \pm 7,86$ t/ha. Cependant, la meilleure rentabilité est celle de l'olivier avec un tonnage de $6,70 \pm 2,86$ t/ha et une surface équivalente moyenne de 310 hectares. Quant à l'équilibre nutritionnel, un ajustement binaire est nécessaire dans les quatre cas.

Un constat commun entre ces boues est la stabilité relative des apports nutritionnels par rapport aux besoins de la figue. Cela indique que parmi les espèces arboricoles étudiées, la figue est la destination la plus recommandée pour l'épandage des boues issues des stations d'épurations urbaines à boues activées.

Néanmoins, une étude économique estimant les coûts de revient des ajustements nutritifs industriels serait préférablement combinée avec cette étude. En outre, l'épandage tout comme l'irrigation nécessite un suivi du développement des cultures. Une étude expérimentale à petite échelle basée sur les recommandations théoriques de cette étude pourrait élaborer certaines directives et un cadre normatif facilitant l'extension de ces pratiques à l'échelle nationale. Il serait ainsi souhaitable d'améliorer les perspectives ciblées par cette étude qui représente un fondement intéressant méritant d'être poursuivi et appuyé.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A. Landreau et L. Moniton ; Nouvelle Evaluation de la Qualité de l'eau pour l'irrigation. Bureau de recherches géologiques et minières, Orléans. Septembre 1977. 24p. Disponible sur : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/77-SGN-628-HYD.pdf>

Abdelkader Gaid. Epuration biologique des eaux usées urbaines. Office des publications universitaires. 1984. 234 p. ISBN/ISSN/EAN : S8/24091-24095.

Ahmed Hadibi, Fatma Zohra Chekired-Bouras, Brahim Mouhouche. Analyse de la mise en œuvre du plan national de développement agricole dans la première tranche du périmètre de la Mitidja Ouest, Algérie. Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb. Mostaganem, Algérie. Mai 2008. 9 p. ffcirad-00366483f. Disponible sur : <http://hal.cirad.fr/cirad-00366483/document>

Ahmed Kettab avec la collaboration de : Nacer M. Chabaca, Salah Karef, Maamar Nakib, Walid Boumalek, Hanane Bouanani, Youcef Djillali ; Salim Benziada, Saadia Benmamar. Traitement des eaux usées urbaines et leurs réutilisations en Agriculture. EUE Editions (éditions universitaires européennes/ European University Editions). 2017. 172p. ISBN : 978-3-330-87310-0.

Ahmed Kettab, (2014). "Water for all with quality and quantity: it is the concern of all". Desal.Wat.Treat., 2014, vol.52, p.1965-1966.

Ahmed Kettab, Ratiba Mitiche et Naoual Bennaçar. De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégie. Revue des Science de l'Eau. 2008. Vol. 21, n° 2. p.247-256.

Ahmed Kettab. Traitement des Eaux Potables. Office des publications universitaires. 1992. p. 08-98. ISBN : 2.02.3623.

Ahmed Kettab. Water resources in Algeria; strategies, investments, and vision. Desalination. 2001, vol.136, No.1-3, p.25-33.

Antoine-Georges Sadowski. Traitement des eaux usées urbaines, Tome 3. Cours ENGEES. Mai 2002. p.429-524

Arminda Alves. Emerging pollutants : industrial, personal care and pharmaceutical products, Cours magistral. LEPAE, université de Porto. 13p. Février 2011.

Asokan Pappu, Mohini Saxena and Shyam Asolekar (2007). Solid wastes generation in India and their recycling potential in building materials. Building and Environment, 2007, volume 42, No. 6, p. 2311-2320.

Bahri, A. Réutilisation agricole des eaux usées, Agridoc – Revue thématique. Octobre 2002, No. 4, p. 22-23

Bérénice Blondel, Résidus médicamenteux dans les eaux : états des lieux, risques sanitaires et solutions d'avenir : thèse de doctorat. Université de Nantes, France. 2013. 88p, disponible sur : <http://archive.bu.univ-nantes.fr/pollux/fichiers/download/c0e75d89-1757-4229-b5e3-c6e5c78e3018>

Boumedyen Taibi, Abderrezak Benhabib, Abdelhafid Abdelali. Modèles de stations d'épuration des eaux usées en Algérie. Colloque International Sur Les Usages Ecologiques, Economiques Et Sociaux De L'eau Agricole En Méditerranée, Quels Enjeux Pour Quels Services ? Université De Provence, Marseille. 20-21 Janvier 2011.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

C Noutsopoulos, A Andreadakis, N Kouris, D Charchousi, P Mendrinou, A Galani, I Mantziaras et E Koumaki. Greywater characterization and loadings - Physicochemical treatment to promote onsite reuse (Page 04). Journal of Environmental Management, 2017, Volume 216, p. 337-346.

Catherine Boutin, Alain Héduit, Jean-Michel Helmer. Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées. Rapport final, ONEMA partnership-Cemagref. 2008. 100p. Disponible sur : https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/2009_038.pdf

Chachoua Mounira, Abdelali Seddini, Said Benameur. Relieving the water shortage crisis of Algeria by reusing treated wastewater lagoons. Desal. Wat. Treat, Vol. 2016, p. 15250–15262

Charlotte Parent-Raoult et J.-C. Boisson. Impact des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques. Revue des Sciences de l'eau. Journal of Water Science, 2007, Volume 20, numéro 2, p. 163-250.

Claudia Juliano et Giovanni Antonio Magrini. Cosmetic Ingredients as Emerging Pollutants of Environmental and Health Concern; A Mini-Review. MDPI. 2017, disponible sur : <https://www.mdpi.com/2079-9284/4/2/11/htm>

Dharmendra K. Gupta, Francisco J. Corpas, José M. Palma. Heavy metal stress in plants. Springer. 2013. 242p. ISBN: 978-3-642-38468-4.

Djamel Bendjoudi. Etude de l'Avifaune de la Mitidja. 255p. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique d'Alger : 2008.

Emmanuel Adler. Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement, ACONSULT. Cours sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement. ENTPE. Avril 2005.87p. Disponible sur : https://www.recy.net/formations/ENTPE/06-Epuration_des_eaux_usees.pdf

Emmanuelle Stricker, Alain Héduit, Imre Takács et Yves Comeau. Quantifying nutrient assimilation in activated sludge, Proceedings of WEFTEC. 83th Annual Conference and Exposition of the Water Environment Federation. New Orleans, LA, 7135-7164. 2010.

Eongwon Seo, Toshiya Aramaki, Yongwoo Hwang, and Keisuke Hanaki. Environmental Impact of Solid Waste Treatment Methods in Korea. Journal of Environmental Engineering, January 2004, Volume 130 (Issue 1), DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:1(81)

Eva Eriksson, Karina Auffarth, Mogens Henze and Anna Ledin. Characteristics of grey wastewater. Urban Water journal, 2007, volume 4 (issue 1), p. 85–104.

Fertial ; Manuel D'utilisation Des Engrais : Arboriculture, cultures maraichères et industrielles. Edition 2017. Disponible sur : <https://www.fertial-dz.com/fiches/Manuel-utilisation-des-engrais.pdf>

Fouzia Benoudjit. Caractérisation et Valorisation des Boues Issues d'un Office d'Assainissement, Cas : ONA Boumerdes. 109p. Thèse de doctorat, Filière : Science et Génie des Matériaux, Option : Chimie de la Matière et Environnement. Université M'hamed Bougara-Boumerdes : 2016.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Gaëlle Deronzier, Sylvie Schétrite, Yvan Racault, Jean-Pierre Canler, Alain Liénard, Alain Héduit, Philippe Duchène. Document technique, Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. FNDAE n° 25. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche de France. 2001. Disponible sur : <http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae25.pdf>

Géraldine Dauvergne. Mise en place d'indicateurs de suivi et d'optimisation de stations d'épuration : Application à trois installations de type boues activées de plus de 8500 équivalents habitant. 93p. Thèse de fin d'études, ENGEES, Strasbourg : Septembre 2007.

Guangxue Wu, Kai He, Jia Miao, Qidong Yin, Yingfen Zhao. Strategies for sustainable wastewater treatment based on energy recovery and emerging compounds control: a mini-review. *Desal.Wat.Treat*, 2018, vol 127, p. 26–31.

Hanane Bouanani, Ahmed Kettab, Maamar Nakib, Walid Boumalek, Salim Benziada, Nacer M Chabaca, Saleh Karef, Youcef Djillali. Hydraulic, Energetic and Agricultural Profitability of the WWTP of Sidi Ali Lebhar-BEJAIA, Algeria. *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 3:3-A, 2017, p. 23-26.

Hanane BOUANANI, Ahmed Kettab, Nabila Bensacia, Rim Riahi, Laila Mandi, M. Nacer Chabaca, Salim Benziada, Maamer Nakib, Youcef Djillali, Amina Lisaneddine. The Assessment and Optimization of Agricultural Reuse of Wastewater Treatment By-Products. *Desal. Wat. Treat*, 2020, vol.203, p. 254-266

Henri Guerree & Cyril Gomella. Les eaux usées dans les agglomérations urbaines et rurales, tome 2 : le traitement. EYROLLES 2eme édition. 1978. 284p.

Henri Guerrée, Cyril Gomella, Les eaux usées dans les agglomérations urbaines et rurales, tome 1 ; la collecte, EYROLLES 2^{eme} édition, 1982. 250p. ASIN : B000XA2LE0.

Hichem Siboukeur, Contribution à la production du biogaz à partir des boues de la station d'épuration de la ville de Hassi Rmel, thèse de magister, département : automatique, faculté de technologie, Université Ferhat Abbas Sétif, Février 2010.

Ho Kyong Shon, Saravanamuthu Vigneswaran, In S Kim, Jeonwook Cho, Geon-Joong Kim, J B Kim, et J H Kim; Preparation of Titanium Dioxide (TiO₂) from Sludge Produced by Titanium Tetrachloride (TiCl₄) Flocculation of Wastewater, *Environ. Sci. Technol*, 2007, volume 41, issue 4, P. 1372–137.

Jean Pierre Canler avec la collaboration de Jean Michel Perret. Document technique : L'épuration par bio-filtration. Fndae hors-série-08. Ministère français de l'agriculture et de la pêche. 1994

Jean Rodier. L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{eme} éd. Dunod, Paris, 1996.1432p. EAN 9782100754120.

Jean Vuathier. Mémento technique 2017 sur la Conception et dimensionnement des systèmes de gestion des eaux pluviales et de collecte des eaux usées. ASTEE. 2017. Disponible sur : https://itsep.fr/wp-content/uploads/2018/11/Memento_techique_2017_Astee.pdf

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Jean-Claude Boeglin. Analyse des eaux résiduaires –Mesure de la pollution. Techniques de l'ingénieur. 10 sept 1997. Disponible sur : <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/archives-th12/archives-techniques-d-analyse-tiata/archive-1/analyse-des-eaux-residuaires-p4200/>

Jean-Luc Hubiche. L'Oxygène de l'eau, Loire Estuaire Cellule de Mesures et de Bilans, 1997. Disponible sur : http://www.loire-estuaire.org/upload/iedit/1/pj/43684_2860_CMB_206106_L2A1.pdf

Jean-Marc Berland, Catherine Boutin, Pascal Molle et Paul Cooper. Procédés Extensifs D'épuration des Eaux Usées Adaptés Aux Petites Et Moyennes Collectivités, Office International de L'eau OIEau. Office des publications des communautés européennes. 2001.44p. ISBN 92-894-1690-4.

Jean-Marc Choubert. Analyse et optimisation du traitement de l'azote par boues activées à basse température. 265p. Thèse de doctorat. Université Louis-Pasteur, Strasbourg. 2002. Disponible sur : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00001890/document>

Jean-Michel Balet. Aide-mémoire-Gestion des déchets. Dunod 2ème édition, 2008. 240p. ISBN 978-2-10-051627-8.

Jean-Paul Bord. Cartographie de l'utilisation du sol dans l'Est algérien : essai de zonage agricole : Géographie. Université Paul Valéry - Montpellier III, 1981. 130p. ID Corpus : 164729646

Jean-Pierre Bechac, Pierre Boutin, Bernard Mercier, Pierre Nuer, Traitement des eaux usées, Edition EYROLLES, 1984. 280p.

Jean-Pierre Canler. Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : origines et solutions ? FNDAE.Doc. Tech. N°33. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche de France. 2005. Disponible sur : <http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae33.pdf>

Jean-Robert Tiercelin, Alain Vidal. Traité d'irrigation. 2eme édition TEC and DOC, Lavoisier, 2006.1262p. ISBN 10 : 2743009101.

Décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007 relatif aux modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation. JORADP. Algérie.

Julie Corriveau. Étude des concentrations toxiques de nitrite dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole. 137p.Thèse de doctorat en Sciences de l'eau. Université du Québec INRS-ETE : 2009

Krishna R. Reddy, Arvind K. Agnihotri, Yeliz Yukselen-Aksoy, Brajesh K. Dubey, Ajay Bansal. Sustainable Environmental Geotechnics. Springer, 2020. 397p. ISSN 2366-2565.

L'élimination de la pollution azotée des eaux résiduaires urbaines, fiche technique, GLS, Memotec n° 24, Janvier 2006, disponible sur : http://gls.fr/wp-content/uploads/Memotec_24.pdf

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- FAO. L'irrigation Avec Des Eaux Usées Traitées : Manuel d'utilisation, Bureau Régional pour le Proche-orient et Bureau sous-régional pour l'Afrique du Nord de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. 2003. Disponible sur : https://www.pseau.org/outils/ouvrages/fao_irrigation_avec_des_eaux_usees_traitees_2003.pdf
- M.-A. Marcoux, M. Matias, F. Olivier. Substances Emergentes, Polluants Emergents dans les Déchets : Analyse Et Prospective. Etude RECORD n° 10-0143/3A. Juin 2012. Disponible sur : https://www.record-net.org/storage/etudes/10-0143-1A/rapport/Rapport_record10-0143_1A.pdf
- Maamar Nakib, Ahmed Kettab, Ali Berreksi, Laila Mandi. Study of the prospects for agricultural utilization of sludge produced from WWTPS in North Central Algeria. Desal. Wat. Treat, 2015, vol. 55, p. 1152–1166.
- Maamar Nakib, Ahmed Kettab, Hanane Bouanani, Sarah Tebbal & Ali Berreksi. Study of the fertilizing potential of the treated wastewater of the Kolea wastewater treatment plant (Algeria). Desal. Wat. Treat, 2016, vol.57, issue 13, p. 5946-5950.
- Maamar Nakib. Etude des possibilités d'utilisation des eaux épurées et des boues d'épuration dans l'agriculture. 151p. Thèse de doctorat en sciences, département d'hydraulique, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger : 2015.
- Maamar Nakib. Support de cours sur le traitement des eaux usées. Département d'hydraulique. Ecole Nationale Polytechnique d'Alger. 2012. 63p.
- Mira Petrović, Susana Gonzalez, Damià Barceló. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. IIQAB-CSIC, c/Jordi, Girona 18-26, 08034, Barcelone, Espagne. 2003. Disponible sur: https://digital.csic.es/bitstream/10261/20017/3/Petrovic_Mira_et_al.pdf
- Mostefa Gafsi, Ahmed Kettab. L'eutrophisation dans les Eaux de Surface, Causes, Effets et luttes, éditions universitaires européennes.2016. 244p. ISBN : 978-3-8417-2856-2.
- Mustapha Ouyed. Contribution à la réhabilitation de la station d'épuration du versant Ouest de Tizi Ouzou. 81p. Thèse de fin d'études, département d'hydraulique, Ecole nationale Polytechnique d'Alger : 1992.
- Nadjib Drouiche, Noredine Ghaffour , Mohamed Wahib Naceur , Hakim Lounici & Madani Drouiche. Towards sustainable water management in Algeria. Desal. Wat. Treat, 2012, vol. 50, issue 1-3, p. 272-284.
- R. J. Wagenet, R. R. Rodriguez, W. F. Campbell, D. L. Turner. Fertilizer and Salty Water Effects on Phaseolus. Agronomy Journal, March-April 1983, Volume75, Issue2
- René Moletta. Gestion des déchets. Lavoisier, 2015. 685p. ISBN 10 : 2743015624
- Robert L. France. Restorative redevelopment of Devastated Ecocultural Landscapes. Taylor & Francis Group. CRC, 2010. 528p. ISBN-13:978-1—4398-5613-0.
- Sabrina Ati. Etude de l'effet des boues résiduelles sur sol cultivé : Dynamique du phosphore et son utilisation en zone semi - aride. 63p. Thèse de magister, Université El Hadj Lakhdar, Batna : 2010.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Sabrina Djaffar. Water Resources in Algeria: Reality, Scenarios, Strategies. Editions LAMBERT, 2017. 56p. ISBN-213: 978-3330344297.

Sajad Mazloomi, Ahmad Zarei, Heshmatollah Nourmoradi, Sodabeh Ghodsei, Parya Amraei, Gholam Ali Haghghat. Optimization of coagulation–flocculation process for turbidity removal using response surface methodology: a study in Ilam water treatment plant, Iran. Desal.Wat.Treat, 2019, vol.147, p.234–242.

Salah Karef, Ahmed Kettab, Maamar Nakib, Salim Benziada, Nacer M Chabaca, Saida Benmamar, Walid Boumalek, Hanane Bouanani, Youcef Djillali. Evaluation of the fertilizing Supply of the by-products of the WWTP of Medea (Algeria). Algerian J. Env. Sc. Technology, 2017, volume 3:3-A, p. 27-32

Salah Karef, Ahmed Kettab, Dalila Loudyi, Maria C. Bruzzoniti, Massimo Del Bubba, Fatima Ait Nouh, Nesrine Boujelben, Laila Mandi. Pollution parameters and identification of performance indicators for wastewater treatment plant of Medea (Algeria). Desal.Wat.Treat, 2017, vol.65, p.192–198.

Saleh Karef, Ahmed Kettab, Maamar Nakib. Characterization of by-products from the WWTP of Medea (Algeria) with a view to agricultural reuse. Desal. Wat. Treat., 2014, vol. 52, p. 2201–2207

Saleh Karef, Etude des possibilités technico-économiques de la réutilisation des boues et des eaux usées urbaines traitées. 208p. Thèse de doctorat en sciences, département d'hydraulique, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, 2017.

Salim Zekri. Water Policies in MENA Countries. Springer, 2020. 202p. ISSN 2211-0631

Samuel Baumont, Jean Philippe Camard, Agnès Lefranc & Antoine Franconi. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. École nationale supérieure agronomique de Toulouse, 2004. 222p. Disponible sur : https://www.ors-idf.org/fileadmin/DataStorageKit/ORS/Etudes/2004/Etude2004_2/REURapport_1_.pdf

Sihem Bouyahiaoui ; Synthèse de tensioactifs anioniques à partir d'huiles naturelles et leur application industrielle. 80p. Thèse de magistère, Université M'hamed Bougara-Boumerdes, 2000.

Solenne Barbe, David Blanchon, Sophie Durans, Franck Galland, Anne Guion, Jean Launay, Sandra Metayer. Baromètre 2018 de L'eau, de L'hygiène & de L'assainissement. , État des lieux d'une ressource vitale. SOLIDARITE INTERNATIONAL. 04 Mars 2018. Disponible sur : https://www.pseau.org/outils/ouvrages/solidarites_international_barometre_2018_de_l_eau_de_l_hygiene_et_de_l_assainissement_2018.pdf

Soli J Arceivala, Shyam Asolekar. Wastewater treatment for Pollution Control and Reuse. Tata Mc-Graw Hill Edition, 2007. 283p. ISBN-13:0778-0-07062099-5.

Stéphane Prigent. Optimisation du traitement de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques adapté aux filtres plantés de roseaux. 230p. Thèse de doctorat. Ecole des mines de Nantes : 2012.

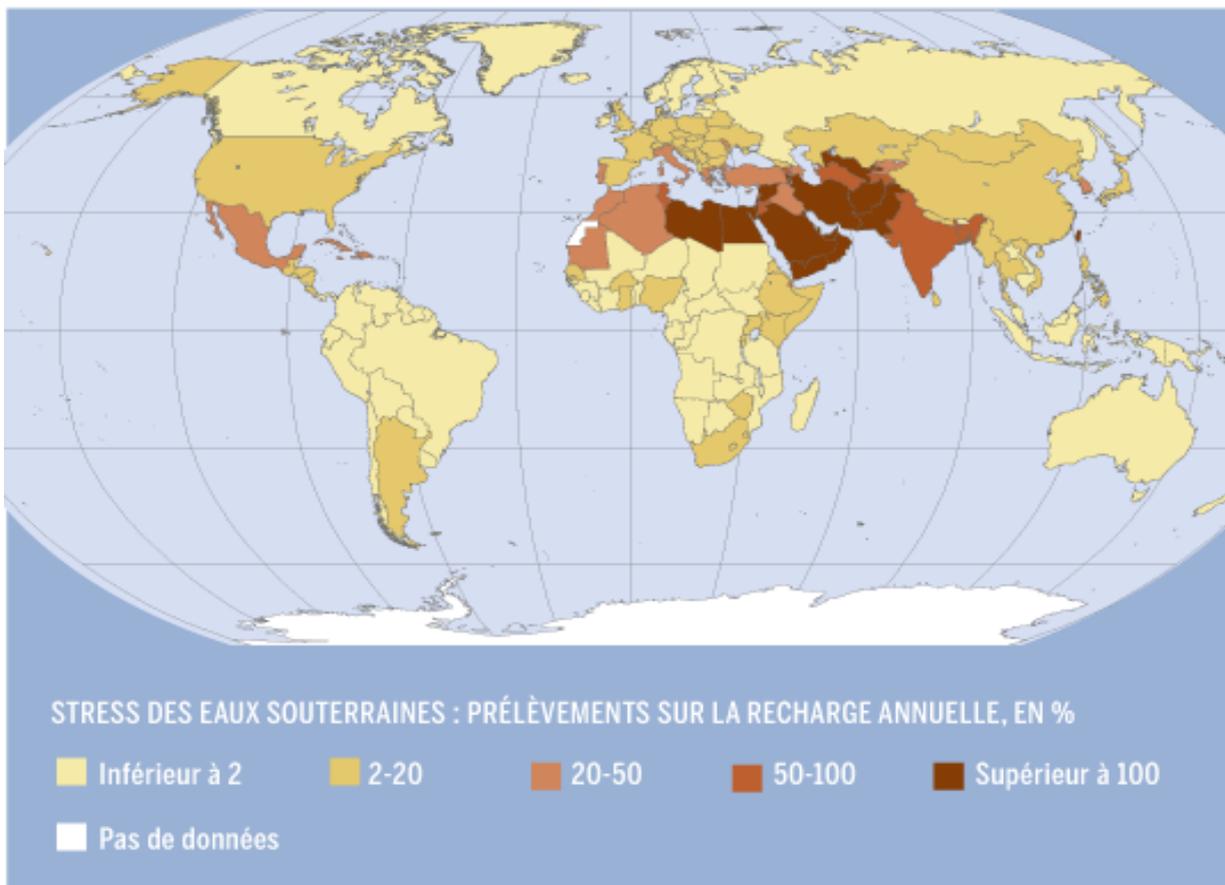
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Susanne Moritz. Emerging pollutants in surface water. 78p. Thèse de master. Université de Tubingue : Juin 2014.
- T. Soria, J. Cuartero. Tomato fruit yield and water consumption with salty water irrigation. *Acta Horticulturae*, 1998, volume 458, p. 215–220.
- Takashi Assano. Wastewater reclamation and reuse. Edition CRC PRESSE, 1998. 1528p .ISBN: 1-56676-660-5.
- Thangamani Ramya, Periyaraman Premkumar, Amudha Thanarasu, Karthikeyan Velayutham, Anuradha Dhanasekaran, Subramanian Sivanesan, Degradation of pesticide-contaminated wastewater (coragen) using electrocoagulation process with iron electrodes, *Desal.Wat.Treat*, 2019, vol 165, p. 103–110.
- W.Wesley Eckenfelder, *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles, technique et documentation* Lavoisier, 1982. 503p. ISBN : 2852061295.
- Walid Boumalek, Ahmed Kettab, Nabila Bensacia, Maria C. Bruzzoniti, Dorsaf Ben Othman, Laila Mandi, M. Nacer Chabaca, Salim Benziada. Specification of sewage sludge arising from a domestic wastewater treatment plant for agricultural uses. *Desal. Wat. Treat*, 2019, vol. 143, p. 178–183.
- Y. Ecrement, B. Seghir. Etude agro pédologique de la Mitidja. DMRH (direction de mobilisation des ressources hydriques), Algérie, 1971. 60p.
- Y. Saidam. A Regional Overview of Wastewater Management and Reuse in the Eastern Mediterranean Region, WHO-EM/CEH/139/E. OMS. 2005. Disponible sur: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/116463/dsa759.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Yamina Elmeddahia, Hacene Mahmoudib, Abderrahmane Issaadid, Mattheus F.A. Goosen. Analysis of treated wastewater and feasibility for reuse in irrigation: a case study from Chlef, Algeria. *Desal. Wat. Treat*, 2016, vol.57, p. 5222–5231.
- Youcef Djillali, Mohamed Nacer Chabaca, Salim Benziada, Hannane Bouanani, Laila Mandi, Maria Concetta Bruzzoniti, Nesrine Boujelben, Ahmed Kettab. Effect of treated wastewater on strawberry. *Desal. Wat. Treat*, 2020, vol.181, p. 338–345

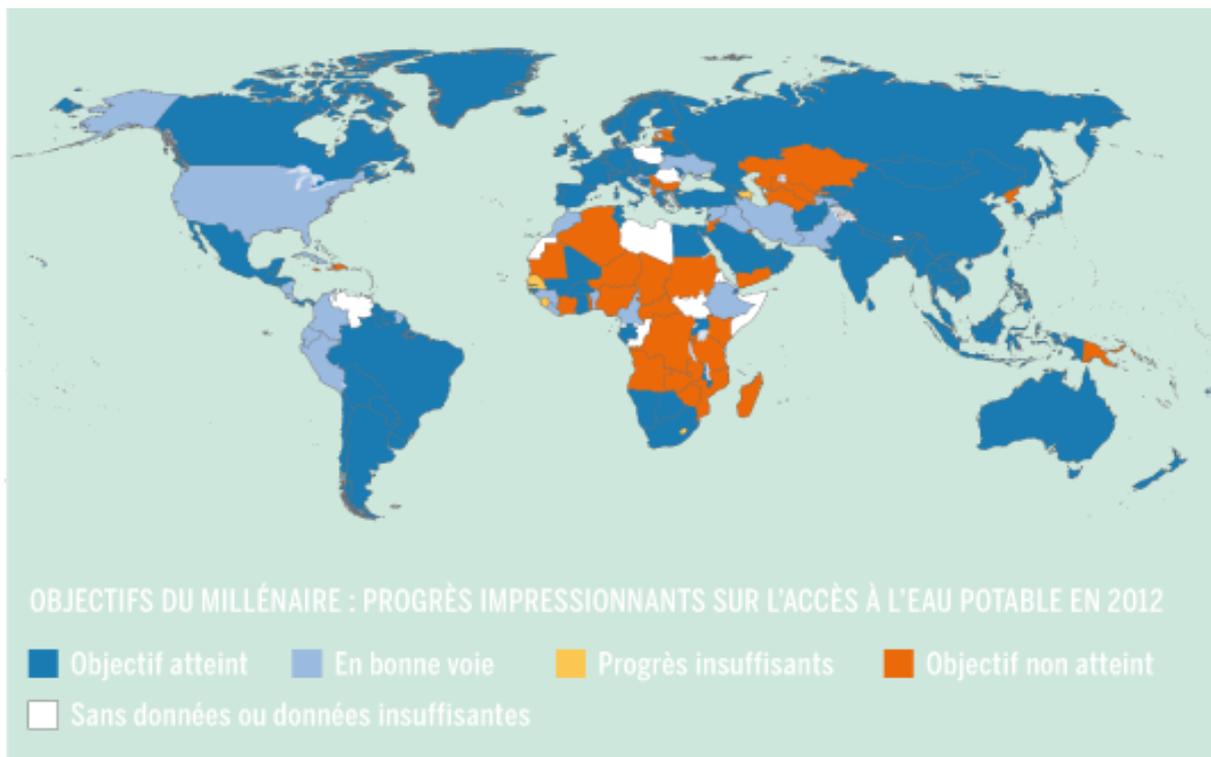
Annexe I : Proportionnalité de l'Accessibilité mondiale à l'Eau (OMS, Unicef, 2015) (Barbe et al, 2018)



Annexe II : Stress des Eaux souterraines à travers le monde (Barbe et al, 2018)

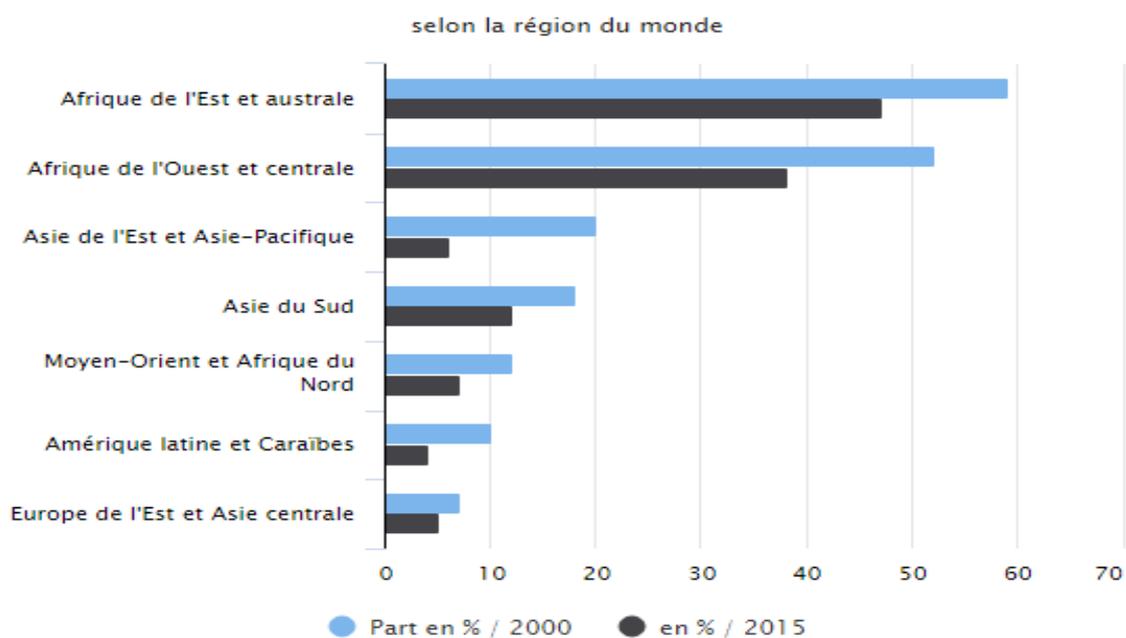


Annexe III : Progrès mondiaux sur l'accessibilité en Eau potable en 2012 (Barbe et al, 2018)



Annexe IV : Progrès mondiaux sur l'accessibilité en Eau potable en 2012 (Barbe et al, 2018)

Population n'ayant pas accès à l'eau

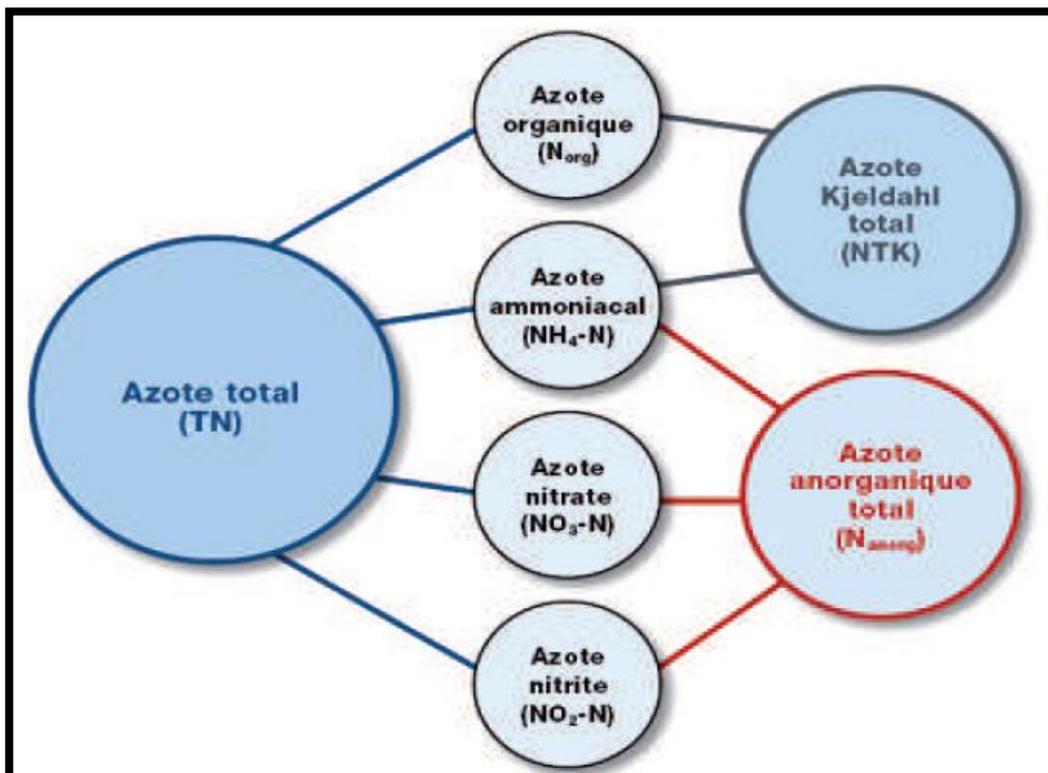


Source : OMS, Unicef. Données 2015 – © Observatoire des inégalités

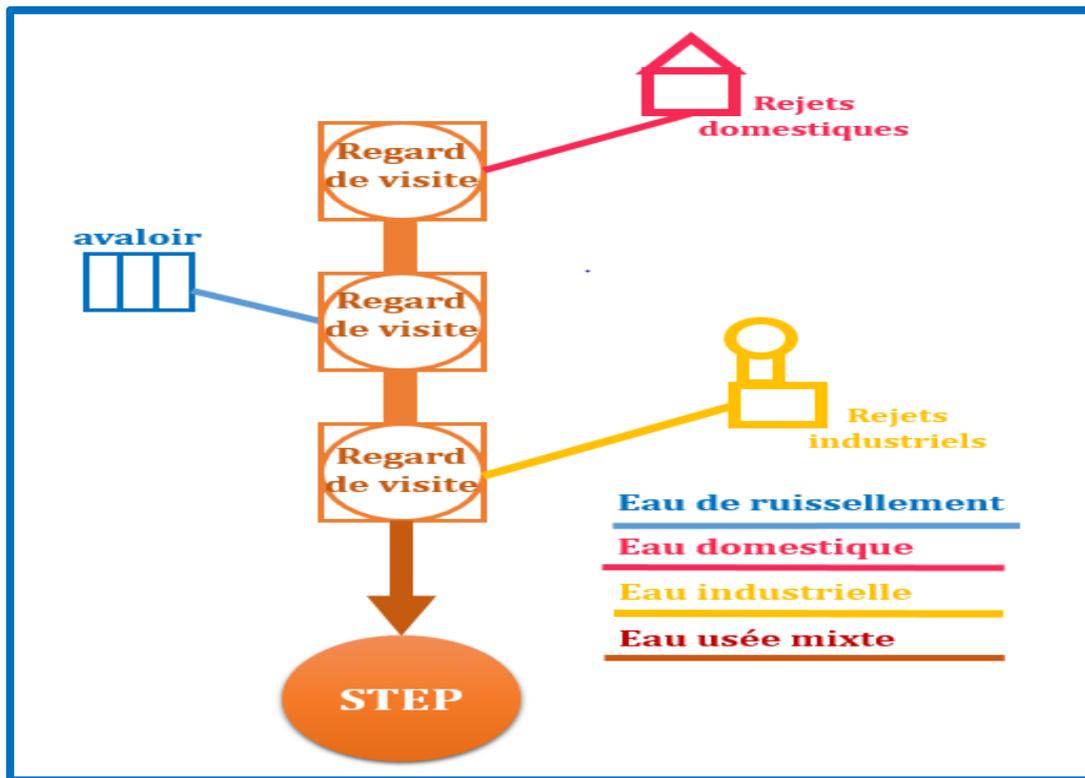
Annexe V : Débouché du Cloaca maxima à Rome (Adler, 2005)



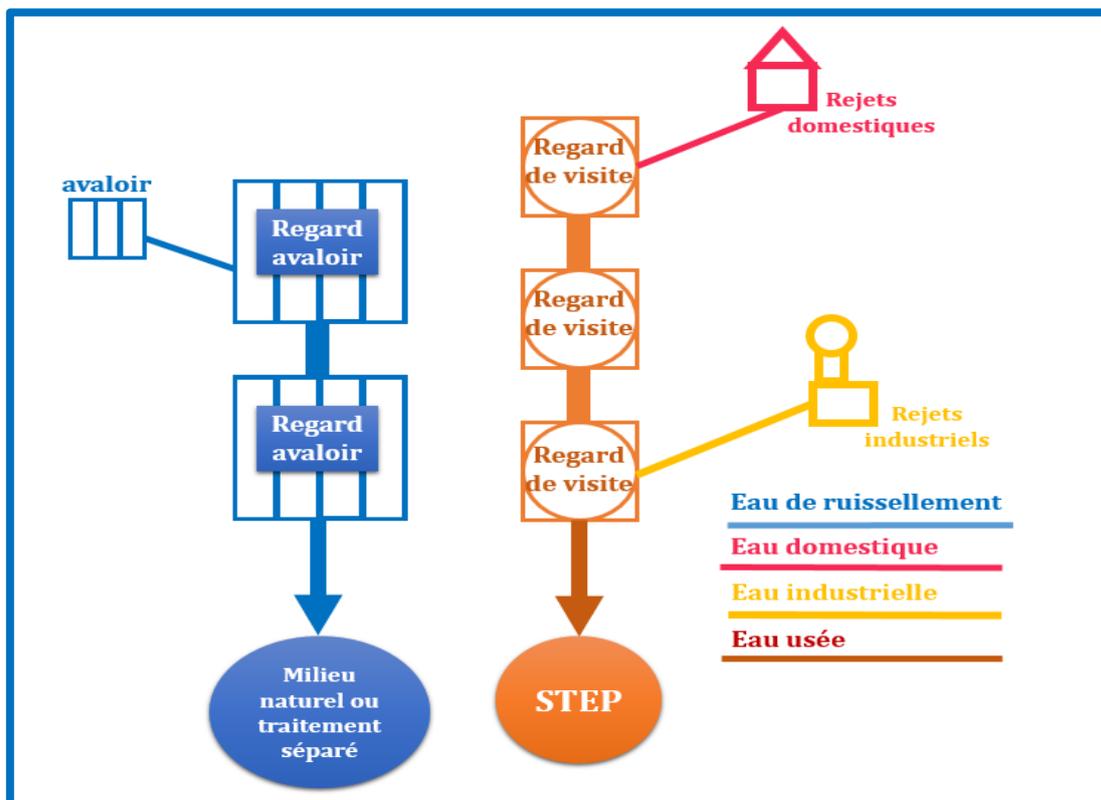
Annexe VI : Formes de l'azote dans une eau usée (GLS, 2006)



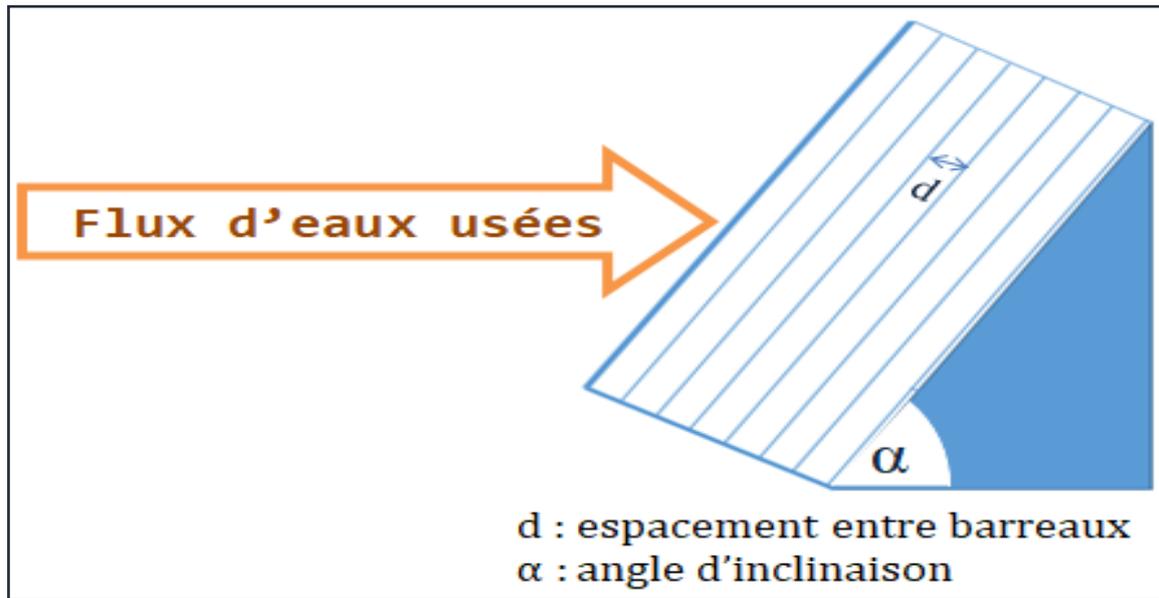
Annexe VII : Schéma d'un système d'assainissement unitaire



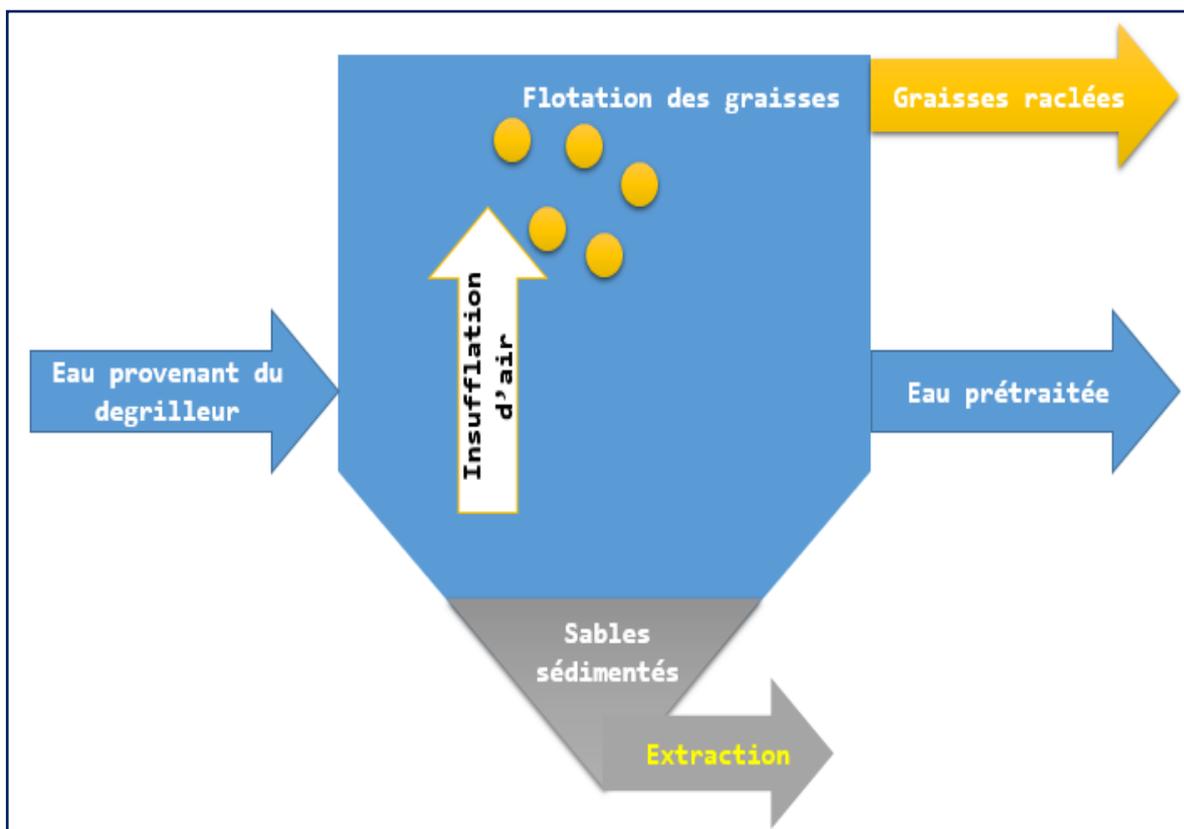
Annexe VIII : Schéma d'un système d'assainissement séparatif



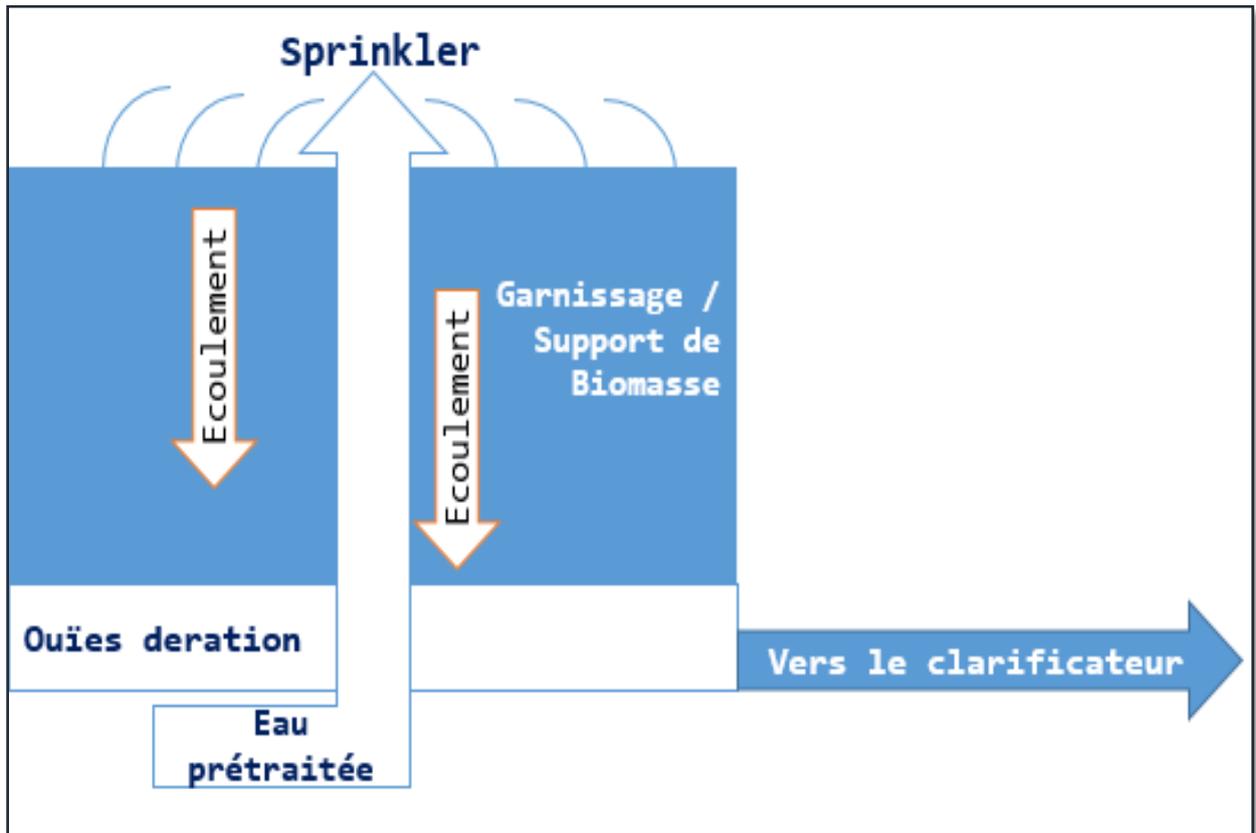
Annexe IX : Schéma d'une grille inclinée



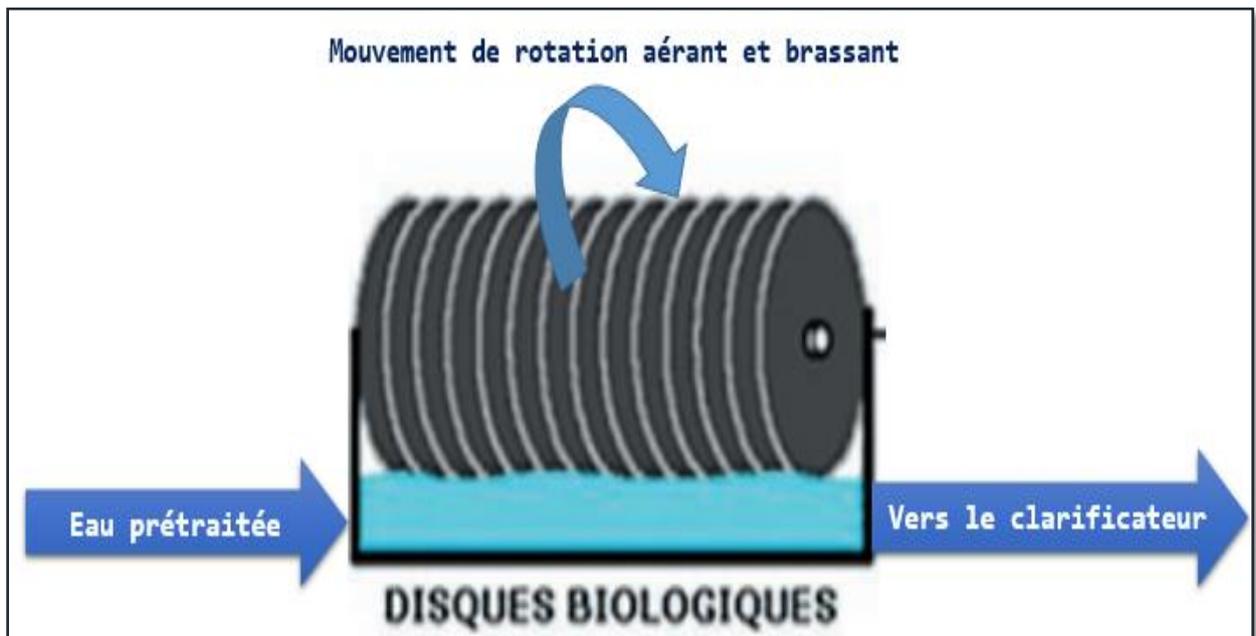
Annexe X : Schéma d'un dessableur-déshuileur cylindro-conique



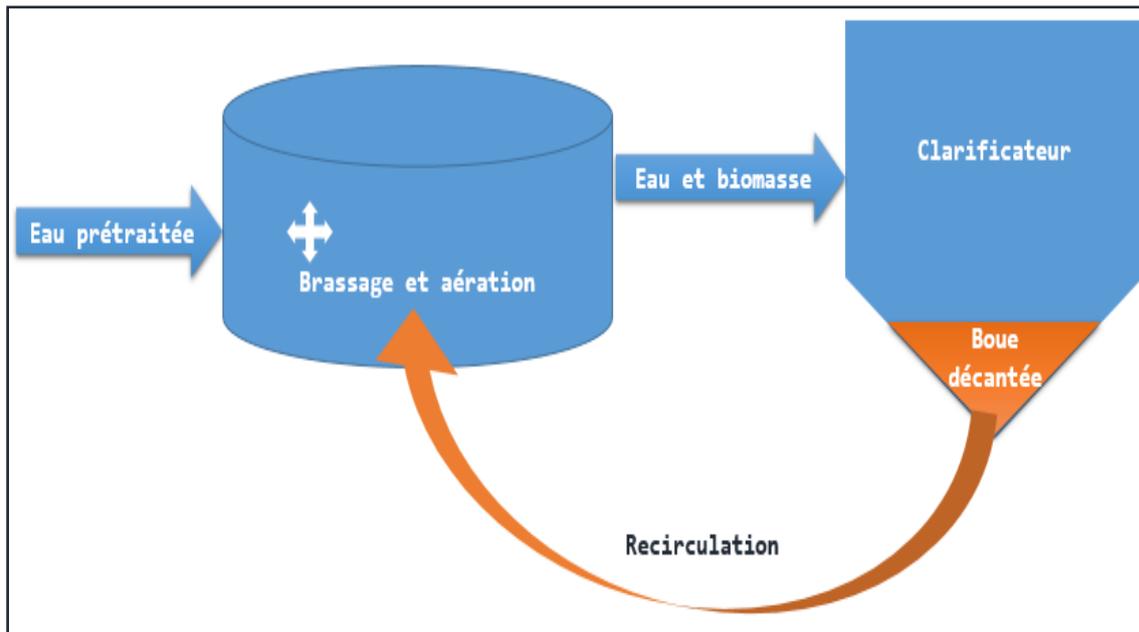
Annexe XI : Schéma d'un lit bactérien



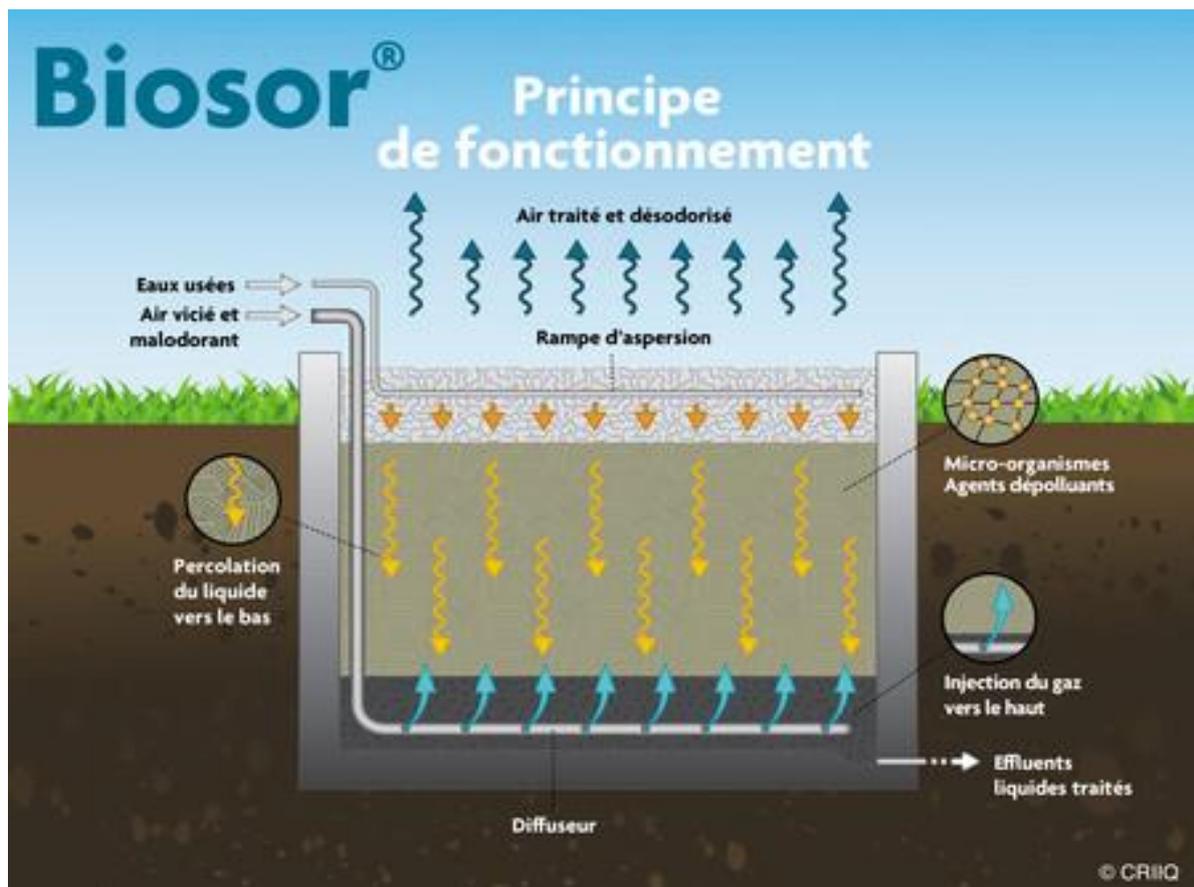
Annexe XII : Schéma d'un système de disques biologiques



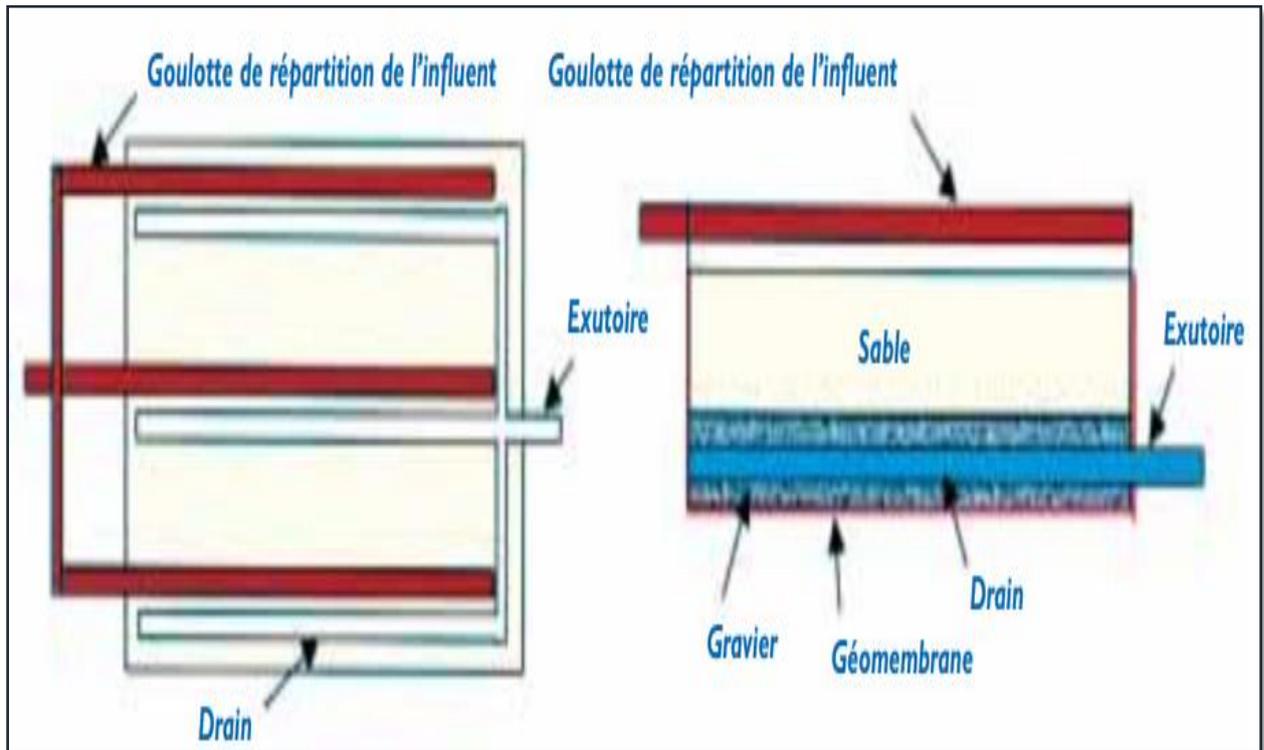
Annexe XIII : Schéma d'un système à boues activées



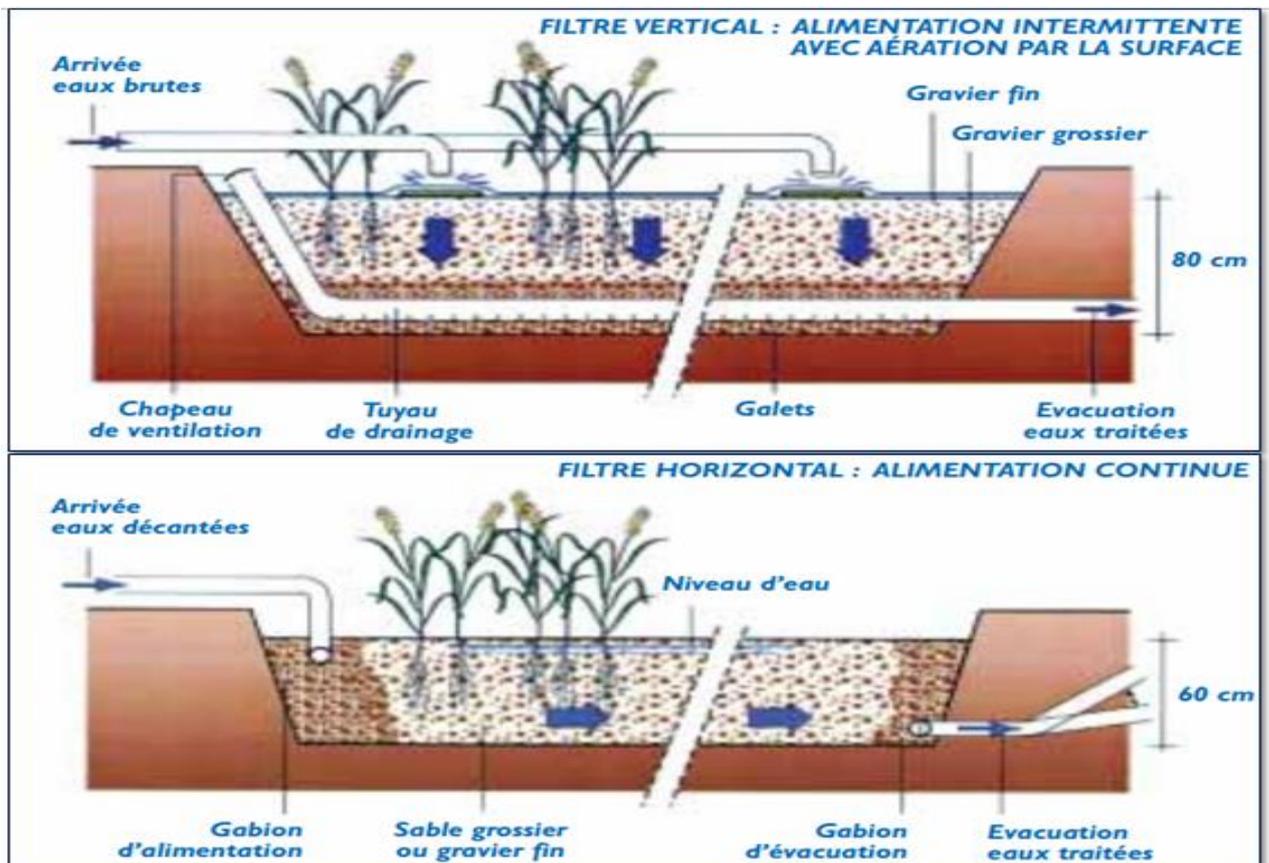
Annexe XIV : Schéma d'un bio-filtre BIOSOR (CRIQ, Québec)



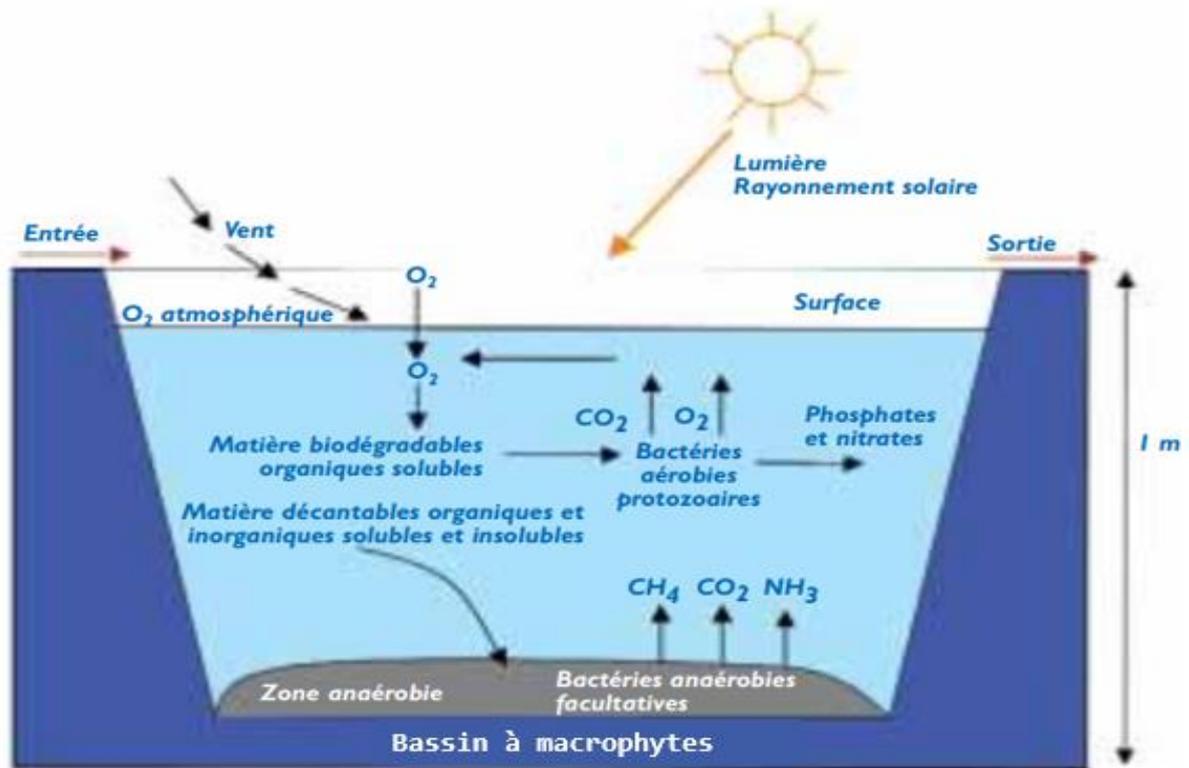
Annexe XV : Infiltration-percolation étanchée et drainée (Berland et al, 2001)



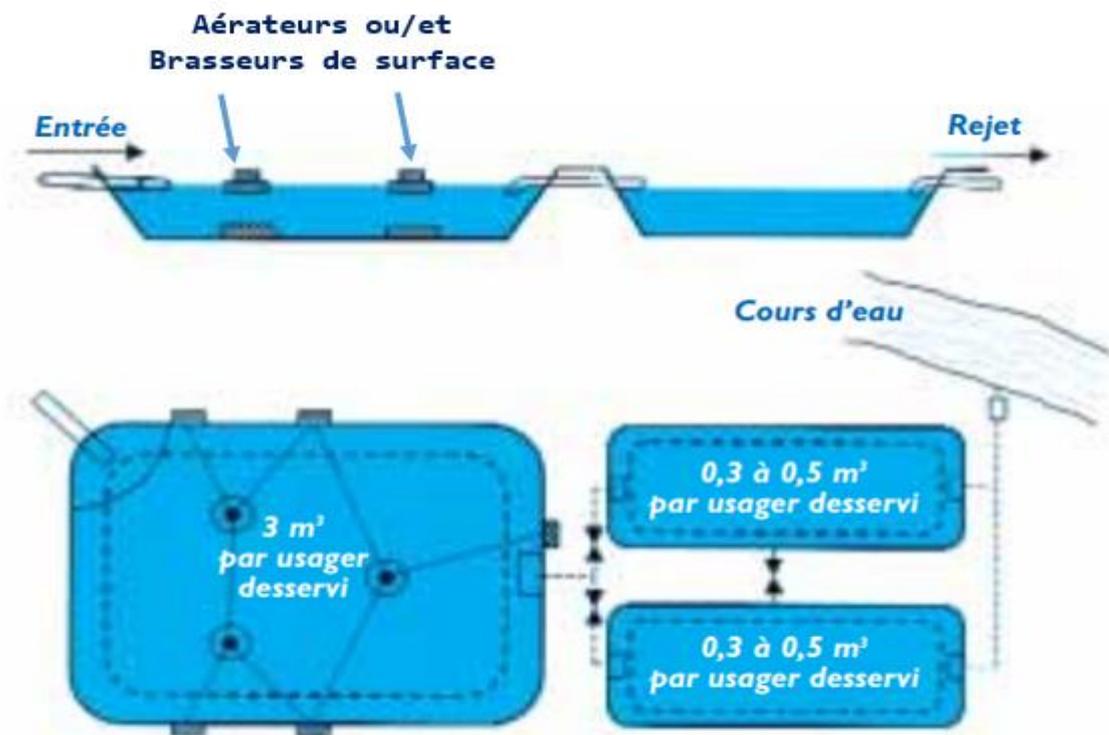
Annexe XVI : Coupe transversale d'un filtre planté (Source : CEMAGREF) (Berland et al, 2001)



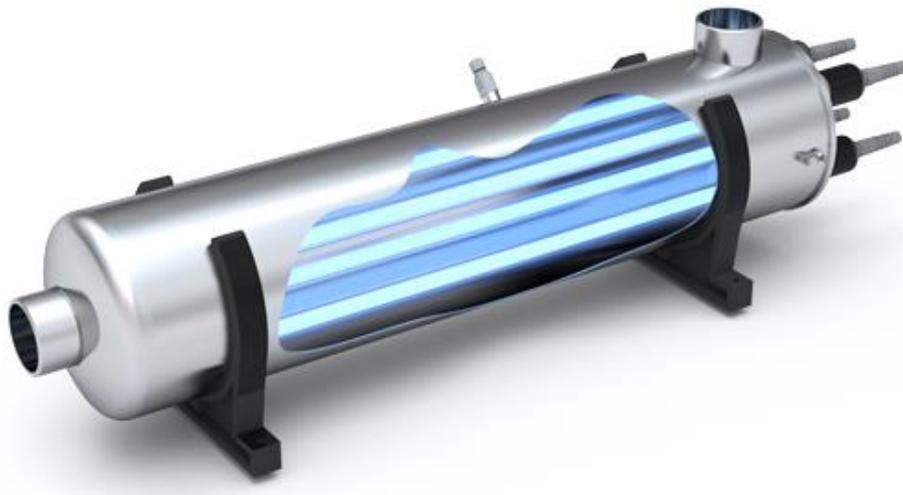
Annexe XVII : Fonctionnement d'une lagune naturelle (Agences de l'Eau, CTGREF) (Berland et al, 2001)



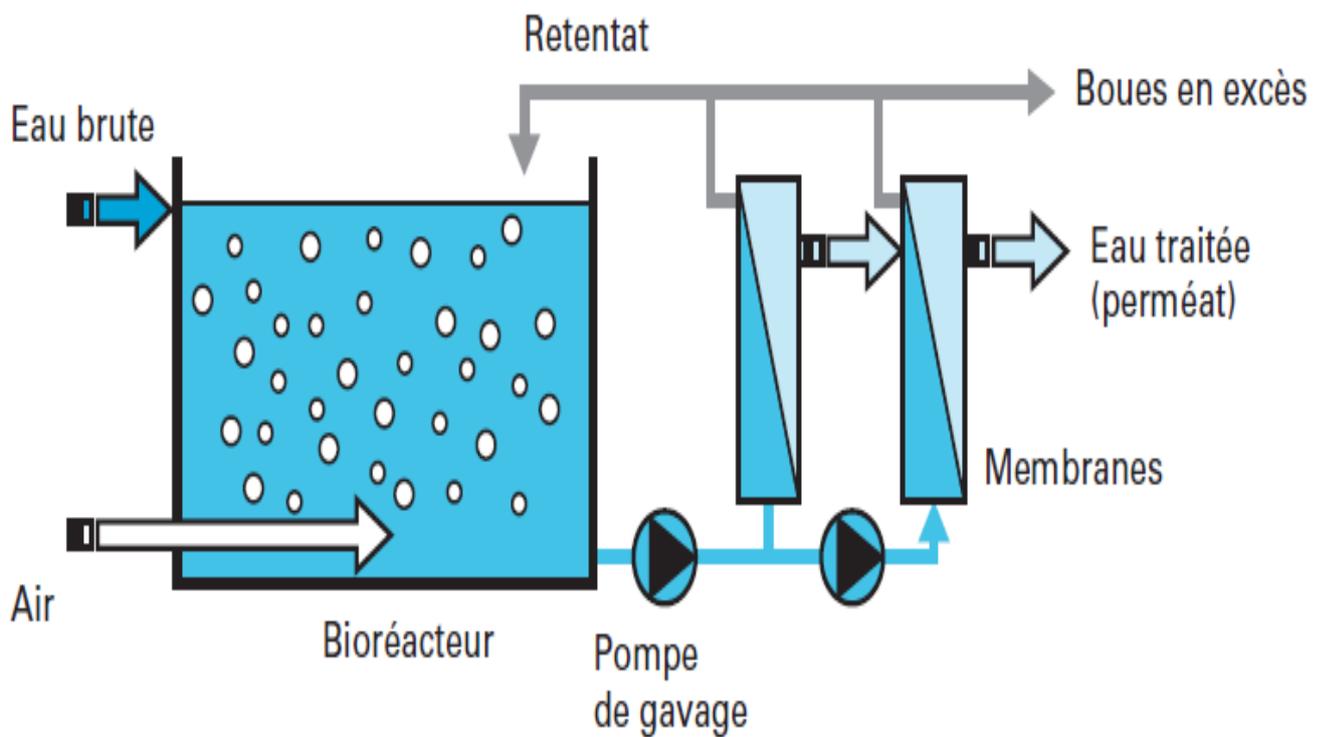
Annexe XVIII : Schéma de principe d'un lagunage aéré (Berland et al, 2001)



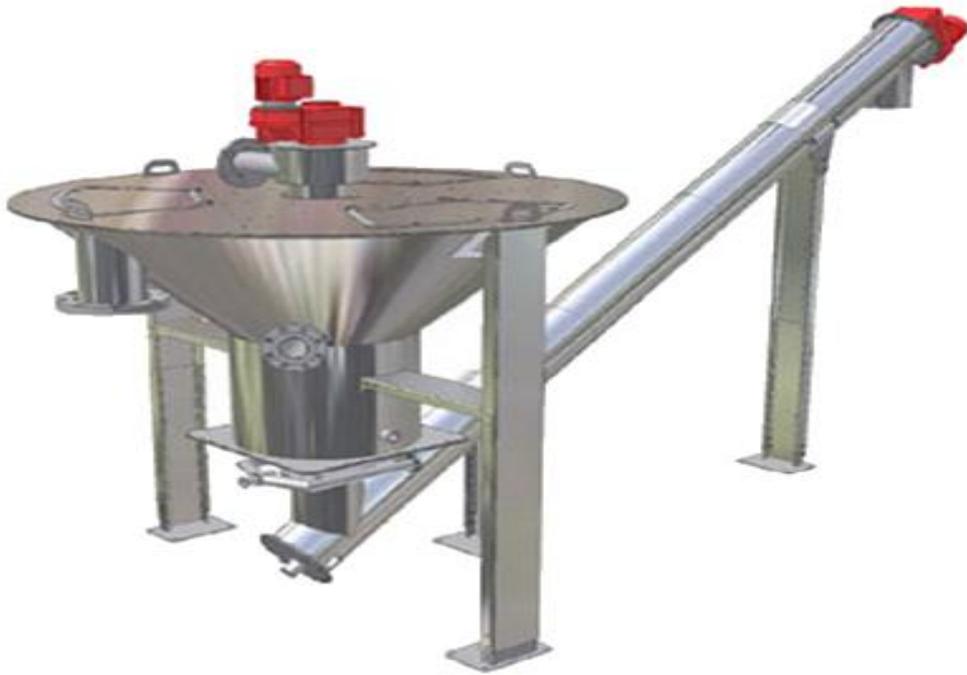
Annexe XIX : Coupe transversale d'une lampe UV (Source : Bio-UV)



Annexe XX : Bioréacteur membranaire (Suez)



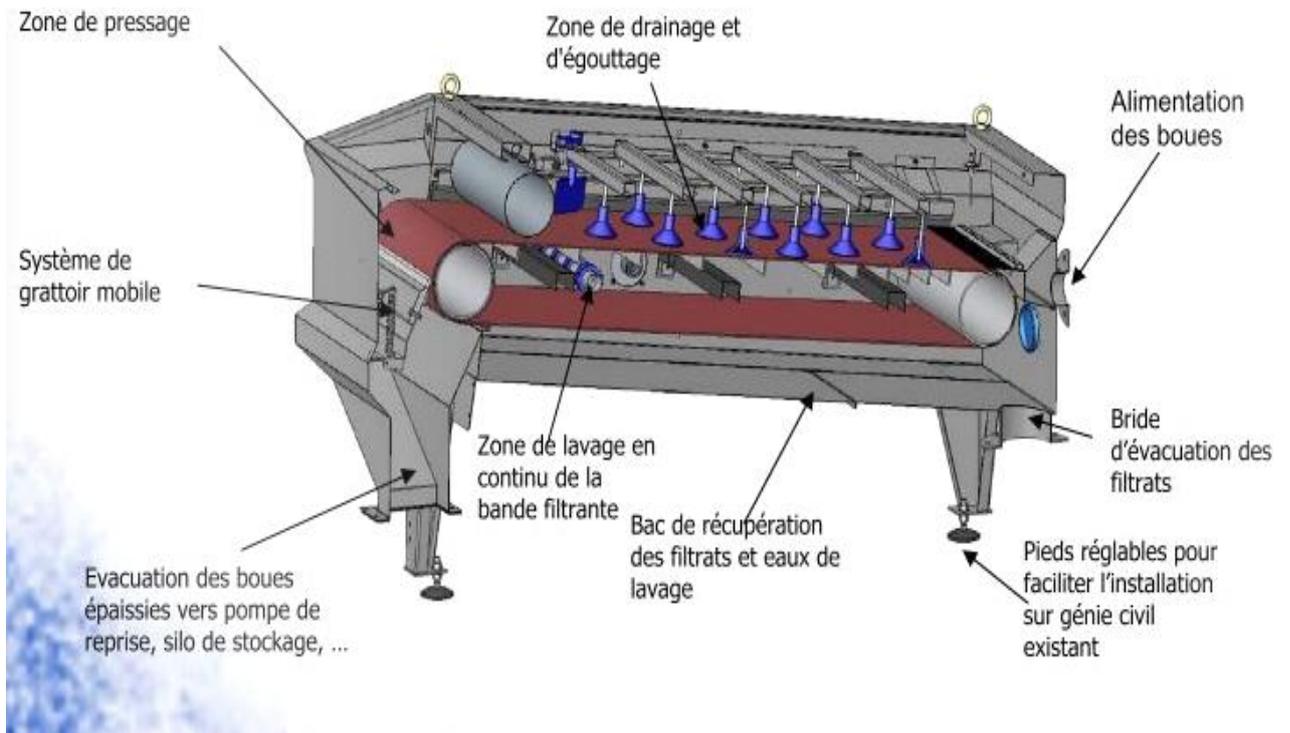
Annexe XXI : Laveur de sable (EMO FRANCE)



Annexe XXII : Floculateurs de Boue (EMO FRANCE)



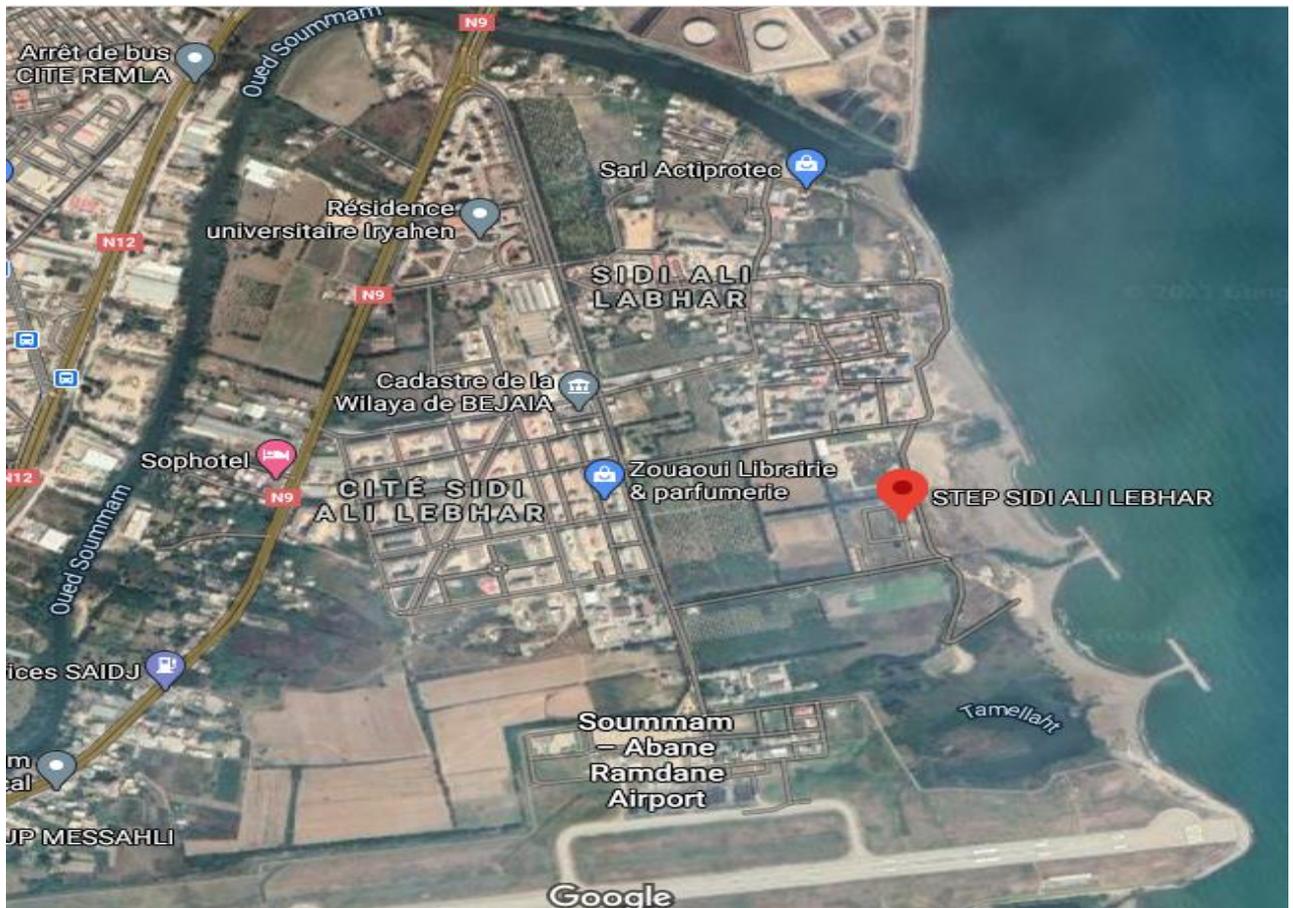
Annexe XXIII : Table d'égouttage (EMO FRANCE)



Annexe XXIV : Filtre à bande (EMO FRANCE)



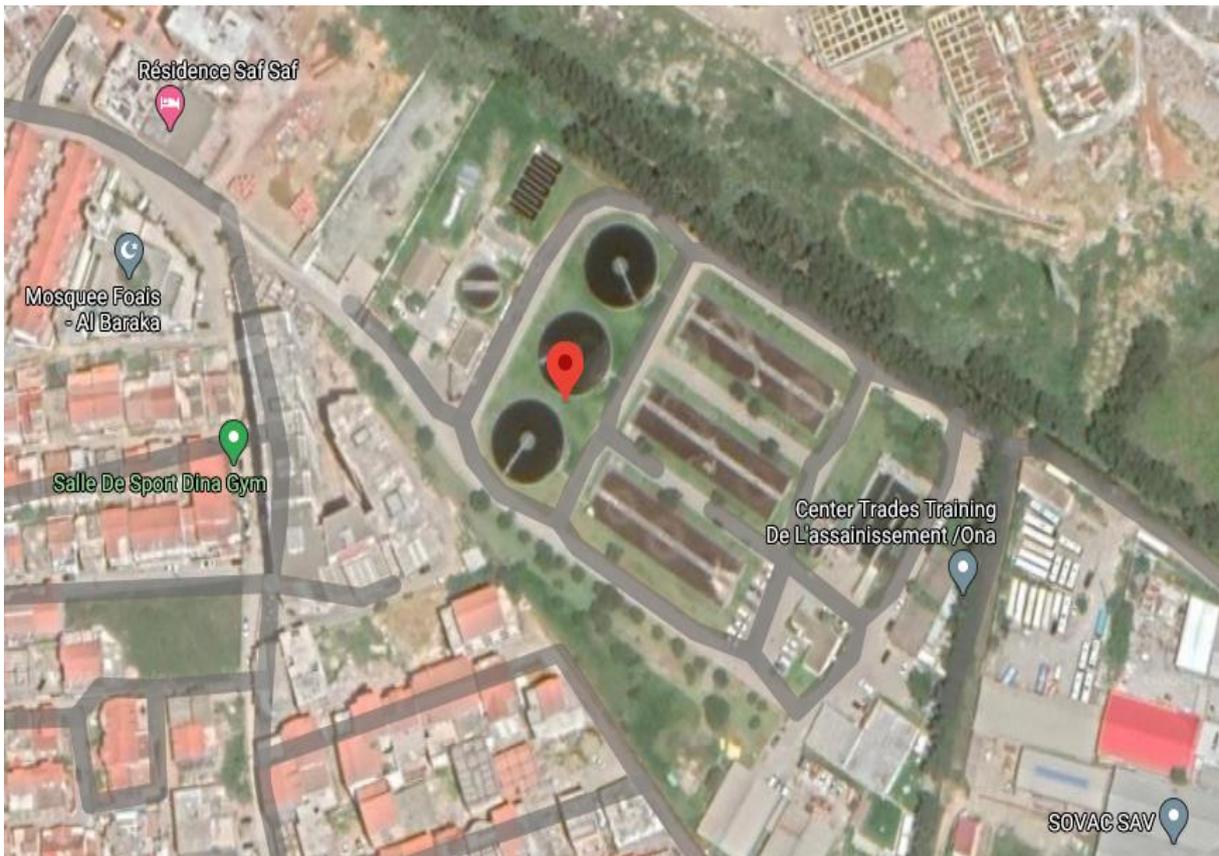
Annexe XXV : Vue aérienne de la localisation de la STEP de Sidi Ali Lebhar



Annexe XXVI : Vue aérienne de la localisation de la STEP de Souk El Tenine



Annexe XXVII : Vue aérienne de la localisation de la STEP de Boumerdes



Annexe XXVIII : Vue aérienne de la localisation de la STEP de Koléa



Annexe XXIX : caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux brutes de la STEP de Sidi Ali Lebhar,

Mois	Année	Débit moyen	Taux d'exploitation	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ³⁻	O ₂ dissous	CE	T	pH
		m ³ /j		(mg/l)										µS/cm	°C	
Janvier	2015			345,00	290,00	614,00	18,84	0,06	3,88	66,70	70,64	15,35		484,00	16,20	7,80
Février	2015	1697,59	56,59%	361,00	230,00	629,00	27,75	0,03	3,84	62,60	66,48	16,93		507,00	15,60	7,80
Mars	2015	1255,61	41,85%	318,00	273,00	425,00	34,15	0,12	8,80	48,08	57,00	16,50	1,00	286,00	17,10	7,80
Avril	2015	1369,00	45,63%	331,00	250,00		45,60	0,06	2,80	55,54	58,40	11,50	0,70	297,00	18,20	7,69
Mai	2015	1308,35	43,61%	543,00	330,00	532,00	43,70	0,10	5,87	50,95	56,92	21,20	0,49	293,00	20,70	7,66
Juin	2015	1080,73	36,02%	334,00	310,00	440,00	37,12	0,03	15,10	57,36	72,48	24,80	0,35	294,00	23,60	7,61
Juillet	2015	1206,88	40,23%	310,00	323,00	444,00	36,67	0,02	4,58	49,07	53,67	20,10	0,35	284,00	24,80	7,57
Août	2015	1084,80	36,16%	280,00	300,00	640,00	54,81	0,02	4,50	70,43	74,95	18,70	0,24	288,00	23,30	7,54
Septembre	2015	1373,33	45,78%	299,00	240,00	494,25	33,90	0,03	4,28	48,57	52,88	20,50	0,25	279,90	23,60	7,59
Octobre	2015	1273,80	42,46%	351,00	250,00	485,00	38,46	0,05	4,67			14,30	0,28	354,00	19,50	7,63
Novembre	2015	1595,06	53,17%	351,00	250,00	485,00	38,46	0,05	4,67			14,30	0,28	354,00	19,50	7,63
Décembre	2015	1765,00	58,83%	379,00	282,50	596,25	32,39	0,08	3,05	80,87	84,00	21,80	0,58	306,00	15,40	7,71
Janvier	2016	1959,79	65,33%	300,00	230,00	461,67	21,46	0,03	2,97			18,33	0,42	1129,67	16,53	7,54
Février	2016	1279,71	42,66%	433,00	283,33	557,00	20,51	0,10	8,50			11,70	0,39	340,33	16,73	7,56
Mars	2016	950,00	31,67%		329,17											
Avril	2016	2341,88	78,06%	493,50	375,00	689,50	39,81	0,05	6,05			20,90	0,30	297,50	17,95	7,82
Mai	2016	1957,21	65,24%	396,50	320,00	643,00	47,30	0,04	7,40			28,00	1,65	2166,50	21,25	7,63
Juin	2016	1767,83	58,93%	350,00	340,00	654,00	59,04	0,02	2,25			40,30	0,62	3130,00	23,10	7,60
Juillet	2016	1298,83	43,29%	369,00	330,00	651,00	44,62	0,01	2,40			25,60	0,11	3060,00	26,10	7,47
Août	2016	1464,00	48,80%	325,50	320,00	642,00	56,93	0,02	7,90			23,10	0,13	2925,00	26,00	7,65
Septembre	2016	1441,75	48,06%	309,00	275,00	556,50	49,81	0,01	9,70			20,90	0,16	2905,00	26,20	7,50
Octobre	2016	1574,92	52,50%	295,50	300,00	550,50	55,96	0,02	24,45			27,60	0,17	2630,00	26,25	7,52
Novembre	2016	1606,79	53,56%	277,50	350,00	604,00	48,46	0,02	13,65			30,95	0,21	3150,00	20,85	7,56
Décembre	2016	1653,42	55,11%	355,00	350,00	654,00	50,77	0,04	3,55			30,80	0,36	2925,00	18,50	7,49

ANNEXES

Janvier	2017	2141,54	71,38%	302,00	290,00	525,50	26,53	0,08	2,55			22,60	1,74	2805,00	14,70	7,60
Février	2017	1926,46	64,22%	381,00	375,00	656,50	47,12	0,01	4,20			23,65	0,35	4170,00	16,75	7,61
Mars	2017	1703,29	56,78%	362,50	320,00	649,00	40,96	0,02	7,30			31,10	0,34	3615,00	17,70	7,66
Avril	2017	1826,25	60,88%	340,00	360,00	702,00	24,23	0,02	2,65			26,15	0,67	3370,00	18,85	7,88
Mai	2017	1811,33	60,38%	282,50	305,00	583,50	51,54	0,01	2,50			29,55	0,39	3430,00	21,25	7,78
Juin	2017	1730,33	57,68%	359,00	285,00	587,00	49,42	0,01	4,35			28,20	0,31	3105,00	24,55	7,81
Juillet	2017	1789,67	59,66%	268,50	260,00	613,50	30,77	0,03	4,45			26,30	0,16	2865,00	25,25	7,62
Août	2017	1760,38	58,68%	294,00	245,00	481,50	43,58	0,03	5,55			15,95	0,14	2900,00	27,25	7,43
Septembre	2017	1377,38	45,91%	412,00	345,00	660,50	58,07	0,02	10,15			26,20	0,59	3360,00	24,70	7,58
Octobre	2017	1563,04	52,10%	240,00	295,00	518,00	63,07	0,03	16,80			31,55	0,20	3160,00	22,15	7,38
Novembre	2017	1450,29	48,34%	249,00	220,00	433,00	22,31	0,14	2,80			18,70	0,80	3000,00	17,60	7,89
Décembre	2017	2027,92	67,60%	279,00	230,00	404,00	20,38	0,30	2,40			14,90	0,70	3550,00	15,80	7,61
Janvier	2018	1876,33	62,54%	287,00	210,00	440,00	38,85	0,41	2,80			20,40	0,43	3380,00	16,80	7,42
Février	2018	2075,58	69,19%	352,00	340,00	591,00	56,92	0,26	4,20			23,40	0,42	3100,00	14,50	7,56
Mars	2018	2322,79	77,43%	258,00	240,00	388,00	23,08	0,02	2,70			16,20	0,42	3540,00	16,40	7,67
Avril	2018	1843,58	61,45%	212,00	180,00	314,00	32,69	0,03	0,60			13,50	0,40	3400,00	19,20	7,40
Mai	2018	1595,46	53,18%	309,00	300,00	510,00	44,00	0,00	8,00			17,60	0,45			
Juin	2018	1836,83	61,23%	226,00	220,00	406,00	40,00	0,01	0,70			19,90	0,19			
Juillet	2018	1576,17	52,54%	206,00	260,00	446,00	45,00	0,01	0,60			30,60	0,15			
Août	2018	1415,21	47,17%	310,00	250,00	520,00	44,00	0,00	8,00			16,20	0,40			
Septembre	2018	1854,21	61,81%	288,00	200,00	355,00	47,00	0,00	8,00			17,00	0,30			
Octobre	2018	1952,79	65,09%	209,00	220,00	419,00	55,00	0,01	9,70			29,20	0,40			
Novembre	2018	1845,00	61,50%	255,00	230,00	424,00	50,00	0,03	4,40			28,90	0,26			
Décembre	2018	1799,21	59,97%	379,00	290,00	542,00	55,00	0,01	2,80							
Moyennes		1646,96	54,90%	322,70	283,35	535,14	41,40	0,05	5,81	59,02	64,74	22,22	0,44	2088,10	20,27	7,62
Ecart-types		317,65	10,59%	67,66	49,14	99,52	11,93	0,08	4,54	10,99	10,53	6,39	0,34	1403,08	3,87	0,13

Annexe XXX : caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux traitées de la STEP de Sidi Ali Lebhar

Mois	Année	Débit moyen	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ⁻³	O ₂ dissous	Conductivité	T	pH	Consommation énergie
		m ³ /j	mg/l										µS/cm	°C		kWh/MOIS
Janvier	2015		4,10	2,00	17,30	0,06	0,04	5,35	20,10	25,49	6,70			15,70	7,60	
Février	2015	1616,75	5,00	2,00	21,50	0,23	0,08	4,54	13,20	17,82	6,53			15,20	7,60	34283,00
Mars	2015	1249,16	6,23	2,00	18,70	0,01	0,02	6,25	12,23	18,50	7,60	9,20		17,00	7,60	37737,00
Avril	2015	1201,00	4,50	4,00	25,50	0,35	0,04	4,15	15,82	20,00	9,00	8,90		18,00	7,50	32044,00
Mai	2015	1242,93	4,00	7,00	26,30	2,23	0,03	3,50	8,27	11,80	9,53	8,08		21,10	7,44	27768,00
Juin	2015	1024,73	5,00	8,00	<15	0,82	0,02	7,00	14,08	21,10	15,30	7,84		24,90	7,56	
Juillet	2015	1129,61	4,00	10,00	25,40	0,17	0,05	5,10	14,05	19,20	11,60	7,74		26,50	7,71	
Août	2015	1054,87	4,00	7,00	16,00	0,05	0,04	8,50	7,16	15,70	12,00	7,82		25,54	7,43	
Septembre	2015	1344	8,00	7,00	24,30	0,28	0,03	6,10	13,77	19,90	10,80	7,68		24,41	7,47	
Octobre	2015	1200	5,00	5,00	18,70	0,27	0,01	6,00	/	/	8,15	7,52		19,10	7,32	
Novembre	2015	1487,56	5,00	5,00	18,70	0,27	0,01	6,00	/	/	8,15	7,51		19,10	7,32	
Décembre	2015	1469,58	3,00	3,00	22,50	2,79	0,01	1,43	13,56	15,00	10,90	7,46		16,60	7,43	
Janvier	2016	1451,60	7,33	4,67	20,00	2,31	0,01	5,73			11,73	7,77	2583,33	15,70	7,17	39191,00
Février	2016	963,17	4,67	5,00	21,83	1,13	0,02	1,43			9,50	7,50	2756,67	16,43	7,55	32953,00
Mars	2016	739,60														32465,00
Avril	2016	1757,67	4,50	4,50	25,00	2,92	0,01	1,35			5,80	7,31	2930,00	18,20	7,41	35368,00
Mai	2016	1481,33	1,50	6,00	19,95	0,69	0,03	3,15			6,90	7,93	2845,00	21,50	7,47	33430,00
Juin	2016	1313,77	4,50	8,00	18,15	0,96	0,01	2,15			12,10	7,75	2558,00	24,75	7,55	30215,00
Juillet	2016	923,93333	20,00		41,50	0,00	0,19	9,20			23,40	7,89	2660,00	27,00	7,55	28006,00
Août	2016	1054,8	5,50	10,00	31,00	2,31	0,03	1,85			17,10	7,69	2360,00	27,25	7,62	28948,00
Septembre	2016	1063,8667	3,50	6,00	19,60	0,39	0,08	2,85			14,80	7,79	2285,00	26,75	7,41	25669,00
Octobre	2016	1148,1667	2,50	8,50	27,35	0,39	0,08	2,20			14,60	7,30	2400,00	27,15	7,83	28183,00
Novembre	2016	1185,5	1,50	6,50	26,85	0,15	0,03	5,50			12,80	7,32	2485,00	19,80	7,63	31856,00
Décembre	2016	1226,8667	3,00	3,50	26,60	4,92	0,02	5,00			11,13	7,96	2165,00	18,15	7,54	36065,00
Janvier	2017	2025,6667	4,50	6,00	28,15	8,42	0,01	0,85			5,60	8,00	2610,00	14,50	7,43	39939,00

Février	2017	1457,4	2,50	4,00	31,10	3,46	0,02	0,65			5,59	8,15	3070,00	17,25	7,63	34003,00
Mars	2017	1227,7333	1,50	4,00	26,65	0,31	0,01	0,85			9,46	8,76	2860,00	17,80	7,87	36568,00
Avril	2017	1362,3	4,50	5,50	29,25	0,61	0,01	0,55			6,99	8,33	2895,00	19,40	7,82	33715,00
Mai	2017	1295,9	3,00	7,00	35,20	0,31	0,03	0,75			10,25	7,87	2660,00	22,00	7,55	30801,00
Juin	2017	1268,0667	1,50	6,50	19,85	0,08	0,01	1,00			13,05	8,01	2530,00	25,40	7,71	27883,00
Juillet	2017	1289,8667	3,00	12,50	30,55	0,61	0,01	1,45			14,40	7,53	2485,00	26,05	7,53	28804,00
Août	2017	1073,5667	22,00	10,00	31,20	0,08	0,02	5,15			17,60	7,38	2610,00	27,50	7,48	33258,00
Septembre	2017	940,56667	12,00	12,50	42,40	3,22	0,03	1,05			8,41	7,77	2375,00	25,25	7,43	27967,00
Octobre	2017	1076,0667	19,50	9,50	59,65	5,46	0,04	2,20			14,75	7,57	2535,00	21,85	7,33	31947,00
Novembre	2017	1089,0333	10,00	3,00	30,00	1,38	0,05	3,40			9,45	9,40	2030,00	16,70	7,85	33164,00
Décembre	2017	1506,8667	9,00	4,00	35,10	13,84	0,10	0,80			6,64	9,40	2240,00	14,50	7,53	34481,00
Janvier	2018	1425,7667	7,00	6,00	41,20	14,61	0,13	2,70			8,73	9,38	2840,00	16,30	7,37	33658,00
Février	2018	1628,5667	8,00	5,00	33,10	24,92	0,09	0,80			3,53	8,00	2650,00	14,50	7,45	32210,00
Mars	2018	1877,9333	11,00	7,00	38,40	21,69	0,09	1,00			9,06	8,00	3000,00	16,90	7,62	33588,00
Avril	2018	1437,9667	10,00	12,00	34,50	12,61	0,13	1,20			8,26	7,90	2620,00	18,60	7,37	28503,00
Mai	2018	1195,9667	2,00	8,00	31,30	2,00	0,06	0,90			2,09	7,30				25491,00
Juin	2018	1379,2667	2,00	9,00	27,50	0,00	0,01	1,10			11,04	7,02				24863,00
Juillet	2018	1144,8	2,00	13,00	36,60	1,00	0,03	0,80			15,30	7,30				26016,00
Août	2018	1038,2333	7,00	9,00	34,00	2,00	0,06	0,90			4,00	7,60				25520,00
Septembre	2018	1392,2	2,00	9,00	26,70	1,00	0,01	0,80			4,09	7,40				25879,00
Octobre	2018	1483,9	4,00	8,00	29,00	1,00	0,03	0,70			8,76	7,59				28112,00
Novembre	2018	1462,7333	10,00	8,00	37,80	13,07	0,02	0,50			10,20	7,97		17,30	7,24	32554,00
Décembre	2018	1435	9,00	4,00	36,20	7,00	0,01	0,60			9,12	8,00		16,60	7,92	35943,00
Moyennes		1294,59	6,03	6,68	28,66	3,45	0,04	2,87	13,22	18,45	10,05	7,90	2594,00	20,35	7,53	31476,20
Ecart-types		251,10	4,71	2,86	8,42	5,73	0,04	2,39	3,62	3,74	4,10	0,58	257,56	4,35	0,17	3964,03

Annexe XXXI : caractéristiques physico-chimiques de la boue de la STEP de Sidi Ali Lebhar,

Mois	Année	IM	siccité%	MVS %	polymère (kg)
Janvier	2015		21	55	25
Février	2015		20	56	30
Mars	2015		19	56	35
Avril	2015		19	53	16
Mai	2015		20	54	45
Juin	2015	55	21	56	37
Juillet	2015	52	20	57	30
Août	2015	46	20	59	35
Septembre	2015	96	19	61	15
Octobre	2015	103	18	61	16
Novembre	2015	111	18	61	27
Décembre	2015	102	17	66	
Moyennes		80,52	19,22	58,00	28,27
Ecart-types		28,19	1,32	3,63	9,71

Annexe XXXII : caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux brutes de la STEP de Souk El Tenine,

Mois	Année	Débit moyen	Taux d'exploration	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ⁻³	O ₂ dissous	Conductivité	T	pH
		(m ³ /j)		mg/l										(µS/cm)	(°C)	
Janvier	2015	2213,40	38,76%	235,00	120,00	292,00	25,58	0,10	18,00	40,00		4,90		1516,00	9,90	7,91
Février	2015	2558,46	44,81%	90,00	100,00	190,00	15,00	0,04	10,00	23,45	22,00	4,20	1,92	1419,00	10,90	7,87
Mars	2015	2745,13	48,08%	166,25	172,50	286,00	26,25	0,04	9,00	41,05	56,25	1,42	1,59	1584,00	12,77	7,85
Avril	2015	2439,16	42,72%	177,50		332,00	35,00	0,10	13,00	54,73	100,00	4,21	0,90	1651,60	12,77	7,87
Mai	2015	1932,65	33,85%	292,50	247,50	489,00	32,00	0,12	6,00	50,04	105,00	0,71	0,60	1620,55	16,39	7,88
Juin	2015	2122,19	37,17%	200,00	200,00	333	35	0,082	4,00	54,73	55	4,35	0,80	1543,31	18,87	7,94
Juillet	2015	2056,75	36,02%	200,00	200,00	333	35	0,082	8,00	54,73	55	4,35	0,80	1543,31	18,87	7,94
Août	2015	2593,00	45,41%	745,00	410,00	626	50			78,18	90	17,30	0,23	1737,00	18,60	8,12
Septembre	2015	2507,29	43,91%	91,72	132,50	189	50			78,18	90	17,23	0,11	1479,00	24,60	7,38
Octobre	2015	1735,87	30,40%	205,00	203,33	316	55			86,00	100	6,33	0,12	1597,00	21,35	7,89
Novembre	2015	1711,97	29,98%	97,50	130,75	158	64			100,07	125	0,44	0,17	1650,00	14,49	8,16
Décembre	2015	2083,09	36,48%	276,00	260,00	462	64			100,07	130	23,00	0,15	1565,00	14,00	8,15
Janvier	2016	2353,38	41,22%	132,50	200	258	60			93,82	40	21,50	0,02	1565,00	11,02	8,35
Février	2016	2513,57	44,02%	140,55	43,33	157	18			27,36	25		0,19	1538,72	11,20	8,33
Mars	2016	2860,41	50,09%	170,00	176,66		46,00			71,93	85,00		0,23	1659,54	10,82	8,54
Avril	2016	2668,83	46,74%	145,00	90,00		36,00			56,29	180,00		0,18	1647,06	15,82	7,88
Mai	2016	2135,84	37,41%	351,60	283,33		40			62,55	130		0,17	1686,76	14,29	7,85
Juin	2016	1675,74	29,35%	552,50	480,00		56			87,56	120		0,10	1718,05	16,80	7,93
Juillet	2016	1613,03	28,25%	430,00	295,00		70			109,45	105		0,07	1793,00	18,88	7,87
Août	2016	1683,25	29,48%	317,50	405,00		73			114,15	115		0,28	1978,53	19,21	7,94
Septembre	2016	1545,65	27,07%	400	520,00		31			48,47			0,06	1659	24,50	7,40
Octobre	2016	1516,00	26,55%	228,33	385,00		68			106,33			0,10	1691,01	21,01	7,60
Novembre	2016	1446,77	25,34%	242,50	280,00		44			68,02			0,46	1616,76	14,90	7,73
Décembre	2016	1586,63	27,79%	327,50	280,00		58			89,91			0,15	1622,94	12,38	7,72

ANNEXES

Janvier	2017	1956,25	34,26%	190,50	205,00		56			87,56			0,15	1604,00	9,94	7,65
Février	2017	2206,66	38,65%	152,00	200,00		39			60,98			0,15	1828,00	11,53	7,50
Mars	2017	2860,41	50,09%	170,00	176,66		46			71,93			0,23	1659,54	10,82	8,54
Avril	2017	1900,93	33,29%	182,50	355,00	439,00	54,50			85,22			0,09	1746,00	13,17	7,69
Mai	2017	1716,77	30,07%	175,00	220,00	549,00	61,00			95,38	130		0,12	1766,50	16,82	7,61
Juin	2017	1713,45	30,01%	217,50	240,00	370,00	67,50			105,55			0,15	1647,20	20,94	7,68
Juillet	2017	1465,97	25,67%	300,00	320,00	420,00							0,09	1708,40	21,23	7,75
Août	2017	1659,97	29,07%	265,00	280,00	410,00							0,09	1763,72	20,28	7,73
Septembre	2017	1671,39	29,27%	230,00	210,00	439,00							0,04	1738,55	16,05	7,72
Octobre	2017	1780,63	31,18%	220,00	240,00	420,00							0,09	1539,87	15,41	7,57
Novembre	2017	2018,40	35,35%	220,00	230,00	435,00							0,18	1404,15	11,55	7,47
Décembre	2017	2256,16	39,51%	175,00	140,00	320,00							0,17	1449,00	9,46	7,56
Janvier	2018	2018,19	35,34%	280,00	240,00	384,00							0,08	1634,00	9,18	7,56
Février	2018	2353,79	41,22%	191,00		298,00							0,11	1267,61	9,89	7,47
Mars	2018	2257,38	39,53%	142,50	200,00	320,00							0,08	1341,05	10,93	7,54
Avril	2018	1806,20	31,63%	185,00		787,00							0,07	1657,86	14,12	7,47
Mai	2018	2487,42	43,56%	240,00	190,00	300,00							0,08	1577,00	14,21	7,48
Juin	2018	2002,06	35,06%	289,50	270,00	400,00							0,15	1628,05	17,36	7,73
Juillet	2018	1775,50	31,09%	310,00	340,00	430,00							0,09	1729,75	20,24	7,47
Moyennes		2051,29	35,92%	240,70	241,79	371,37	46,98	0,08	9,71	73,46	92,91	8,46	0,28	1622,61	15,29	7,80
Ecart-types		400,85	7,02%	121,01	102,46	134,24	15,94	0,03	4,64	24,92	40,45	8,15	0,39	130,89	4,27	0,29

Annexe XXXIII : caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux traitées de la STEP de Souk El Tenine,

Mois	Année	Débit moyen	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ⁻³	O ₂ dissous	Conductivité	T	pH	Consommation énergie
		m ³ /j	mg/l										µS/cm	°C		kWh
Janvier	2015	2108,00	8,00	5,00	19,00	0,78	0,013	0	13,70	13,8	2,40		1467,00	12,80	8,3	
Février	2015	1817,96	10,00	4,00	9,00	1,00	0,008	10	0,09	10,1	2,30	5,00	1357,00	11,70	8,3	26931,11
Mars	2015	2132,23	7,25	4,50	31,25	2,25	0,009	11	0,49	11,5	3,75	4,23	1453,33	15,13	8,2	28554,00
Avril	2015	1777,00	6,50		19,00	1,00	0,016	8		15,2	3,11	4,23	1519,60	17,92	8,3	34360,65
Mai	2015	1387,52	6,00	4,75	14,50	2,00	0,012	12		16,2	3,72	1,61	1383,40	20,23	8,2	31554,19
Juin	2015	1569,83	7,33	4,3	9,66	1,00	0,034	6		8,3	2,46	2,60	1396,00	24,74	8,3	28202,90
Juillet	2015	1519,29	7,33	4,3	9,66	1,00	0,034	11		8,3	2,46	2,60	1396,00	24,74	8,3	29346,56
Août	2015	1821,87	2,00	22,0	32,00	5,00				7,9	2,42	1,09	1492,00	28,00	8,4	37289,03
Septembre	2015	1812,26	4,75	12,5	16,00	5,00				7,9	2,42	1,07	1393,66	25,80	8,3	30701,61
Octobre	2015	1175,03	8,00	5,7	14,00	1,00				14,4	3,97	0,74	1387,00	22,45	8,2	
Novembre	2015	1143,87	6,25	4,3	16,00	1,00				19,8	4,38	0,54	1495,64	17,85	8,2	26955,00
Décembre	2015	1434,63	7,00	5,0	17,50	46,00				12,7	1,56	0,53	1347,00	15,28	8,3	30165,94
Janvier	2016	1688,50	4,00	3,0	18,50	1,00				11,4	12,50	0,62	1405,00	15,14	8,5	31525,31
Février	2016	1953,03	6,77	1,3	21,00	0,80				5,8		0,62	1418,49	15,08	8,3	31827,00
Mars	2016	2278,53	7,33	6,33	21,66	1,00				14,5		0,92	1430,36	15,11	8,8	25669,69
Avril	2016	2166,20	3,00	6,00	12,50	1,00				11,8		0,80	1532,12	19,06	8,3	30572,90
Mai	2016	1588,90	3,66	3,0	15,33	1,00			13,30	13,3		0,77	1533,02	19,64	8,15	28509,68
Juin	2016	1253,55	5,50	9,0	21,50	1,00				11,7		0,78	1475,00	23,43	8,2	29053,55
Juillet	2016	1193,25	7,80	3,0	23,50	1,00				20,7		1,80	1524,23	26,68	8,2	33069,38
Août	2016	1599,09	13,50	12,0	29,50	1,00				31,5		2,53	1627,20	26,34	8,1	32348,44
Septembre	2016	1140,65	3,00	10,0	26,00	1,00						0,74	1419,00	24	7,6	29006,13
Octobre	2016	1248,00	13,00	16,5	24,00	1,00						2,19	1427,48	24,78	7,95	28094,00
Novembre	2016	1067,03	17,00	12,5	24,00	1,00						2,01	1442,93	18,43	7,97	28537,74
Décembre	2016	1056,53	7,50	3,0		1,00						0,94	1393,45	15,43	7,89	26764,69
Janvier	2017	1413,69	13,50	8,00		1,00						0,51	1293,00	12,00	7,85	

Février	2017	1794,10	7,50	3,00		1,00						0,44	1533,00	15,00	7,43	
Mars	2017	2278,53	7,33	6,33	21,66	1,00						0,92	1430,36	15,11	8,82	
Avril	2017	1554,87	4,00	7,50	28,20							0,57	1452,00	17,72	7,46	
Mai	2017	1371,58	6,50	5,00	14,20					13,30		0,91	1489,25	21,62	7,58	
Juin	2017	1379,10	7,50	5,50	21,50	1,00						0,68	1405,70	23,73	7,83	
Juillet	2017	1130,66	7,00	3,00	18,00							0,82	1485,57	25,32	7,72	
Août	2017	1324,38	7,23	5,00	18,23							0,75	1480,85	26,92	7,66	
Septembre	2017	1281,84	7,00	7,00	36,20							0,72	1457,44	23,73	7,80	
Octobre	2017	1279,66	7,00	5,00	15,00							0,85	1322,87	19,81	7,69	
Novembre	2017	1567,30	7,00	8,00	16,00							0,91	1217,70	16,14	7,71	
Décembre	2017	1854,94	13,00	5,00	12,00							0,91	1235,04	14,59	7,65	
Janvier	2018	1637,09	7,00	5,00	12,00							0,47	1449,00	13,92	7,28	
Février	2018	1874,21	5,50		23,50							0,24	1248,69	13,52	7,67	
Mars	2018	1778,22	8,50	5,00	12,00							0,33	1270,00	13,08	7,69	
Avril	2018	1446,50	12,50		32,00							0,31	1490,00	17,53	7,62	
Mai	2018	2018,61	6,00	8,00	18,10							0,28	1324,95	19,14	7,50	
Juin	2018	1545,03	9,50	8,00	14,00							0,68	1434,00	22,73	8,39	
Juillet	2018	1422,50	9,00	5,00	16,00							0,72	1455,50	22,68	7,59	
Moyennes		1578,73	7,56	6,53	19,34	2,96	0,02	8,31	6,90	13,34	3,65	1,21	1423,04	19,40	8,01	29956,34
Ecart-types		338,78	3,08	3,99	6,74	8,50	0,01	4,15	7,63	5,62	2,78	1,11	87,04	4,77	0,37	2755,94

Annexe XXXIV : caractéristiques physico-chimiques de la boue de la STEP de Souk El Tenine,

Mois	Année	IM	siccité%	MVS %	Polymère (kg)
Janvier	2015		19,85		43,00
Février	2015		19,56		28,75
Mars	2015		21,30		40,70
Avril	2015		19,89		35,00
Mai	2015	78	18,31		36
Juin	2015		19,35		62
Juillet	2015		19,21		46
Août	2015	75	18,29		60
Septembre	2015		18,82		25
Octobre	2015	69	18,11		50
Novembre	2015	128	19,38		50
Décembre	2015		18,09		50
Janvier	2016		18,59		43
Février	2016	54	19,94		20
Mars	2016		16,59		6
Avril	2016		17,17		20
Mai	2016		21,60		34
Juin	2016		21,42		50
Juillet	2016		20,88	61,10	85
Août	2016		20,73	63,23	36
Septembre	2016		16,39	61,46	33
Octobre	2016		20,83	55,95	31,00
Novembre	2016		21,11	55,52	36,00
Décembre	2016		19,46	55,28	41,00
Janvier	2017		20,95	67,53	47,00
Février	2017		20,60	48,89	25,00
Mars	2017		16,59		6,00
Avril	2017	52	22,82	56,86	32,00
Mai	2017	68	19,60	58,01	0,00
Juin	2017		20,60	61,72	47,00
Juillet	2017		22,25	54,19	50,00
Août	2017		22,14	54,38	56,00
Septembre	2017		21,30	67,74	42,00
Octobre	2017		21,35		30,00
Novembre	2017		20,50	54,28	30,00
Décembre	2017		21,67	56,61	27,00
Janvier	2018		22,10	68,99	12,00
Février	2018		20,92	52,26	29,00
Mars	2018		19,65	55,69	15,00
Avril	2018		20,94	56,69	25,00
Mai	2018		21,95	57,52	34,00
Juin	2018		21,60	61,1	44,00
Juillet	2018		22,10	57,32	70,00
Moyennes		75	20,10	58,36	36,78
Ecart-types		25	1,65	5,05	16,92

Annexe XXXV : Caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux brutes de la STEP de Boumerdes,

Mois	année	Débit moyen	Taux d'exploitation	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ⁻³
		(m ³ /j)		mg/l							
Juin	2016	19815,95	132,11%	160	180	380	14	3,20	40,00	43	2,30
Juillet	2016	19029,46	126,86%	190	210	330	8	1,20	48,00	49	1,00
Août	2016	19211,30	128,08%	175	190	360	28	3,80	52,00	56	2,40
Septembre	2016	17064,25	113,76%	160	200	390	36	7,40	55,00	62	4,50
Octobre	2016	18229,08	121,53%	140	170	370	22	8,20	51,00	59	2,50
Novembre	2016	14857,15	99,05%	180	190	340	29	3,60	55,00	59	2,30
Décembre	2016	10602,62	70,68%	210	240	360	28	12,20	94,00	106	2,70
Janvier	2017	2009,48	13,40%	141	110	160	7	2,00	8,00	10	2,80
Février	2017	4358,06	29,05%	125	160	230	23	4,00	28,00	32	2,40
Mars	2017	7499,88	50,00%	170	210	330	21	4,20	44,00	48	2,20
Avril	2017	20169,45	134,46%	190	280	410	30	6,20	50,00	56	3,70
Moyennes		13895,15	92,63%	167,36	194,55	332,73	22,36	5,09	47,73	52,82	2,62
Ecart-types		6654,04	44,36%	25,33	43,67	74,04	9,31	3,18	20,79	23,30	0,89

Annexe XXXVI : Caractéristiques hydriques, physico-chimiques et organiques des eaux traitées de la STEP de Boumerdes,

Mois	année	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	NTK	NT	PO ₄ ⁻³
		mg/l							
Juin	2016	10,00	8,32	20	1,00	4,40	5,00	9	0,40
Juillet	2016	12,00	15,21	42	6,00	5,00	8,00	13	0,50
Août	2016	9,89	10,21	29	1,00	12,10	3,00	15	1,00
Septembre	2016	9,02	8,34	20	3,00	7,20	5,00	12	2,50
Octobre	2016	8,87	8,00	18	1,00	8,20	1,00	9	0,80
Novembre	2016	12,36	8,15	18	1,00	4,40	6,00	10	0,60
Décembre	2016	10,00	8,08	12	3,00	4,20	4,00	8	2,00
Janvier	2017	9,82	6,01	20	2,00	8,10	3,00	11	1,90
Février	2017	9,00	5,00	23	3,00	8,60	5,00	14	1,20
Mars	2017	10,54	5,32	25	2,00	12,10	4,00	16	1,00
Avril	2017	11,92	5,43	20	3,00	6,80	12,00	19	1,70
Moyennes		10,31	8,01	22,45	2,36	7,37	5,09	12,46	1,24
Ecart-types		1,25	2,90	7,78	1,50	2,85	2,91	3,26	0,69