

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE**  
**Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**  
**UNIVERSITE KASDI MERBAH OUARGLA**

**Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie**

**Département des Sciences Biologiques**



**N° d'enregistrement :**

/...../...../...../...../

**THESE**

**En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat Sciences**

**Spécialité : Sciences Biologiques**

**Option : Ecologie Saharienne et Environnement**

**Présentée par : BACHI Oum Elkheir**

**Thème**

**Etude comparative de plusieurs procédés d'épuration  
des eaux usées sous un climat aride (cas de la région de  
Touggourt et de Ouargla)**

**Soutenue publiquement Par : Le 14 /06/2023**

**Devant le jury composé de :**

<b>Mr. IDER Med Tahar</b>	<b>Professeur</b>	<b>U.K.M Ouargla</b>	<b>Président</b>
<b>Mr. HALILAT Med Tahar</b>	<b>Professeur</b>	<b>U.K.M Ouargla</b>	<b>Directeur de Thèse</b>
<b>Mme BOUAFIA Samia</b>	<b>Professeur</b>	<b>U.K.M Ouargla</b>	<b>Co-Directrice</b>
<b>Mme OUNOKI Samira</b>	<b>Professeur</b>	<b>U.M.K Biskra</b>	<b>Examineur</b>
<b>Mr. LABED Ibrahim</b>	<b>Professeur</b>	<b>Ens Ouargla</b>	<b>Examineur</b>
<b>Mme OUCI Houria</b>	<b>MCA</b>	<b>Univ. Ghardaïa</b>	<b>Examineur</b>

**Année universitaire : 2022/2023**

## **Remerciements**

*Tous d'abord je remercie le dieu le tout puissant de m'avoir donné la santé et la volonté d'entamer et de achever cette thèse.*

*Ce travail ne serait pas aussi riche et n'aurait pas vu le jour sans l'aide et l'encadrement de **Mr. HALILAT Med Tahar** et **Mme. BISSATI Samia** Professeurs à l'université de Ouargla, je les remercie pour la qualité de leur encadrement exceptionnel, et surtout pour leur patience.*

*Mes remerciements s'adressent à **Mr. IDDER Med Tahar** d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.*

*Je tiens à remercier également :*

- **Mr. LAABED Ibrahim** Professeur à l'école Normale Supérieure de Ouargla ;*
- **Mme. OUNOKI Samira** Professeur à l'université de Biskra et*
- **Mme. OUCI Houria** Maître de Conférences A à l'université de Ghardaïa d'avoir accepté d'examiner ce travail.*

*Mes remerciements s'adressent ainsi à tous le staff des trois stations d'épuration (Ouargla, Touggourt et Témacine).*

*Je remercie tous ceux qui ont participé à l'enrichissement de ce modeste travail.*

## **Comparative study of several wastewater treatment processes**

### **Abstract**

Water pollution reduces the availability of fresh water, especially in arid areas suffering from water stress, and also adversely affects soil, vegetation and environmental processes. Wastewater treatment processes aim to reduce environmental degradation and increase water availability by improving the quality of wastewater to a standard suitable for irrigation. This thesis aims to make a comparison between the performance of three wastewater treatment processes: (i) aerated lagoon (AL), (ii) activated sludge (AS), and (iii) constructed wetland (plant beds, PB) under the arid climate of Algeria. For that, an evaluation of the performance of the 03 STEPs for the elimination of various elements of pollution: particulate, biological, nitrogenous, phosphorus and microbiological and an evaluation of the quality of the wastewater at the exit of the three treatment plants was carried out in order to define they meet or no various standards. The statistical analysis focused on the comparison between the removal rates of the physical (SS) and biological pollution (BOD5 and COD) parameters in the three stations during 8 years of operation. Obtained results show that the maximum removal rates were observed in the AS process and the minimum were in the AL process. The comparison between the removal rates for a given parameter has shown that there is a significant difference between the AL process on the one hand and the AS and PB processes on the other hand. For the last two processes, AS and PB, there is a difference, but it is not statistically significant. For the values of the parameters of wastewater leaving the three systems, results showed that there is a seasonal variation in the average values of the parameters (temperature effect) and that with the exception of orthophosphate, the values recorded are, for the most part, below the values of Algerian discharge standards, WHO standards and FAO standards. Also, it should be noted that the high salinity of the water at the exit of the 03 STEPs and which exceeds 2 g/l is another factor which can cause problems for the soil and the plant in case of discharge or reuse.

**Keywords:** wastewater; purification performance; treatment processes; ANOVA; arid climate

# **Etude comparative de plusieurs procédés d'épuration des eaux usées**

## **Résumé**

La pollution de l'eau réduit la disponibilité en eau douce, en particulier dans les zones arides souffrant de stress hydrique, et affecte également les sols, la végétation et les processus environnementaux. Les procédés d'épuration des eaux usées visent à réduire la dégradation de l'environnement et à augmenter la disponibilité en eau par l'amélioration de la qualité des eaux usées pour qu'elles soient acceptables pour l'irrigation. La présente thèse vise à faire une comparaison entre les performances de trois procédés d'épuration des eaux usées : (i) le lagunage aéré (LA), (ii) les boues activées (BA) et (iii) et le lits plantés (LP) sous le climat aride de l'Algérie. Pour cela une évaluation des performances des 03 STEP dans l'élimination des différents éléments de pollution : particulaire, biologique, azotée, phosphorée et microbiologique et une évaluation de la qualité de l'eau à la sortie des trois stations d'épuration a été réalisée afin de définir le respect ou le non-respect des différentes normes. Pour les analyses statistiques, elles ont porté sur la comparaison entre les taux d'élimination des paramètres de pollution physique (MES) et biologique (DBO<sub>5</sub> et DCO) dans les trois stations pendant 8 ans d'exploitation. Les résultats obtenus montrent que les taux d'élimination maximum ont été observés dans le procédé de BA et les minimums dans le procédé de LA. La comparaison des taux d'élimination pour un paramètre donné a montré qu'il existe une différence significative entre le procédé de LA d'une part et les procédés de BA et de LP d'autre part. Pour les deux derniers processus, BA et LP, il y a une différence, mais elle n'est pas statistiquement significative. Pour les valeurs des paramètres des eaux usées sortant des trois systèmes, les résultats ont montré qu'il existe une variation saisonnière des valeurs moyennes des paramètres (effet température) et qu'à l'exception de l'orthophosphate, les valeurs enregistrées sont, pour la plupart, en dessous des valeurs des normes rejet algériennes de l'OMS et de la FAO. Aussi, il faut noter que la salinité élevée des eaux à la sortie des 03 STEP et qui dépasse la 2 g/l est un autre facteur qui peut causer des problèmes pour le sol et la plante en cas de rejet ou de réutilisation.

**Mots clés** : eau usée; performance épuratoire; procédés d'épuration; ANOVA; climat aride.

## دراسة مقارنة لعدة طرق تطهير مياه الصرف الصحي

### ملخص

يقلل تلوث المياه من توافر المياه العذبة ، خاصة في المناطق القاحلة التي تعاني من الإجهاد المائي ، كما يؤثر سلبيًا على التربة والغطاء النباتي والعمليات البيئية. تهدف عمليات تطهير مياه الصرف الصحي إلى تقليل التدهور البيئي وزيادة توافر المياه من خلال تحسين جودة مياه الصرف الصحي إلى مستوى مناسب للري. تهدف هذه الأطروحة إلى إجراء مقارنة بين أداء ثلاث طرق تطهير لمياه الصرف الصحي: (1) البحيرة الهوائية (AL) ، (2) الحمأة المنشطة (AS) ، و (3) الاسرة المزروعة (LP) في ظل المناخ الجاف في الجزائر. من أجل ذلك ، تم إجراء تقييم لأداء 03 STEPs للقضاء على عناصر التلوث المختلفة: الجسيمات ، البيولوجية ، النيتروجينية ، الفوسفور والميكروبيولوجية وتقييم جودة المياه العادمة عند الخروج من محطات المعالجة الثلاثة. من أجل تحديد أنها تلبي أو لا تلبي مختلف المعايير المتفق عليها. ركز التحليل الإحصائي على المقارنة بين معدلات إزالة التلوث الجزيئية (SS) والتلوث البيولوجي (BOD5 و COD) في المحطات الثلاث خلال 8 سنوات من التشغيل. تظهر النتائج التي تم الحصول عليها أن الحد الأقصى لمعدلات الإزالة لوحظ في طريقة AS وكان الحد الأدنى في طريقة AL أظهرت المقارنة بين معدلات الإزالة لمعلمة معينة أن هناك فرقًا كبيرًا بين طريقة AL من ناحية وطرق AS و PB من ناحية أخرى. في الطريقتين الأخيرتين ، AS و PB ، هناك فرق ، لكنه ليس ذا دلالة إحصائية. بالنسبة لقيم مياه الصرف الصحي الخارجة من الأنظمة الثلاثة ، أوضحت النتائج أن هناك تباينًا موسميًا في متوسط قيم المعلمات (تأثير درجة الحرارة) وأنه باستثناء أورثوفوسفات ، فإن القيم المسجلة ، في معظمها أقل من قيم معايير التفريغ الجزائرية ومعايير منظمة الصحة العالمية ومعايير منظمة الأغذية والزراعة. وتجدر الإشارة أيضًا إلى أن ارتفاع ملوحة المياه عند مخرج محطات التطهير الثلاث والتي تزيد عن 2 غ / لتر هو عامل آخر يمكن أن يسبب مشاكل للتربة والنبات في حالة التصريف أو إعادة الاستخدام.

**كلمات مفتاحية:** مياه الصرف، أداء التطهير، طرق التطهير، تحليل التباين، المناخ الجاف.

	<b>Table des matières</b>	
<b>Remerciements</b>		<b>I</b>
<b>Liste de tableau</b>		<b>II</b>
<b>Liste des figures</b>		<b>III</b>
<b>Liste des photos</b>		<b>VI</b>
<b>Liste d'abréviation</b>		<b>VII</b>
	<b>Introduction générale</b>	<b>1</b>
	<b>Chapitre I : Généralités sur les eaux usées</b>	
<b>1. Définition des eaux usées</b>		<b>4</b>
<b>2. Composition des eaux usées</b>		<b>4</b>
<b>3. Origine et nature des eaux usées</b>		<b>5</b>
<b>3.1. Origine industrielle</b>		<b>5</b>
<b>3.2. Origine agricole</b>		<b>5</b>
<b>3.3. Origine pluviale</b>		<b>5</b>
<b>3.4. Origine domestique</b>		<b>5</b>
<b>4. Charge polluante et débit</b>		<b>6</b>
<b>4.1. Charge polluante</b>		<b>6</b>
<b>4.1.1. Domestiques</b>		<b>7</b>
<b>4.1.2. Non domestiques</b>		<b>7</b>
<b>4.2. Débit</b>		<b>7</b>
<b>5. Caractéristiques de la pollution des eaux usées</b>		<b>7</b>
<b>5.1. Matières particulaires</b>		<b>8</b>
<b>5.2. Matières organiques</b>		<b>8</b>
<b>5.3. Nutriments</b>		<b>8</b>
<b>5.3.1. Matières azotées</b>		<b>8</b>
<b>5.3.2. Matières phosphorées</b>		<b>8</b>
<b>5.4. Métaux lourds</b>		<b>9</b>
<b>5.5. Microorganismes</b>		<b>9</b>
<b>6. Conséquences de la pollution des eaux</b>		<b>9</b>
<b>7. Lutte contre la pollution des eaux</b>		<b>10</b>
<b>8. Epuration des eaux usées</b>		<b>10</b>
<b>8.1. Etapes de traitement des eaux usées</b>		<b>11</b>
<b>8.1.1. Prétraitements</b>		<b>11</b>
<b>8.1.2. Décantation primaire</b>		<b>11</b>
<b>8.1.3. Traitement biologique</b>		<b>11</b>
<b>8.1.4. Traitement tertiaire</b>		<b>12</b>

<b>8.1.5. Traitement des boues</b>	<b>12</b>
<b>8.2.Principes fondamentaux de l'épuration biologique</b>	<b>12</b>
<b>8.2.1. Dispositifs d'épuration</b>	<b>13</b>
<b>8.2.2. Modes d'épuration des eaux usées</b>	<b>14</b>
<b>8.3.Les procédés d'épuration biologique des eaux usées</b>	<b>15</b>
<b>8.3.1. Boues activées</b>	<b>15</b>
<b>8.3.2. Lagunage</b>	<b>17</b>
<b>8.3.3. Lit bactérien</b>	<b>20</b>
<b>8.3.4. Disque biologique</b>	<b>22</b>
<b>8.3.5. Filtres plantés</b>	<b>23</b>
<b>9. Normes de rejet et de réutilisation des EUE</b>	<b>25</b>
<b>9.1.Normes de l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.)</b>	<b>25</b>
<b>9.2.Normes nationales</b>	<b>25</b>
<b>9.3.Normes de l'Organisation des Nations unies pour l'Agriculture et L'Alimentation (FAO)</b>	<b>26</b>

## **Chapitre II : Région d'étude**

<b>1. Présentation de la région</b>	<b>27</b>
<b>2. Climat de la région</b>	<b>27</b>
<b>2.1. Paramètres météorologiques</b>	<b>27</b>
<b>2.1.1. La température de l'air</b>	<b>27</b>
<b>2.1.2. Précipitations</b>	<b>28</b>
<b>2.1.3. L'Humidité</b>	<b>28</b>
<b>2.1.4. Le Vent</b>	<b>28</b>
<b>2.1.5. La durée d'insolation</b>	<b>29</b>
<b>2.2. Synthèse climatique</b>	<b>29</b>
<b>2.2.1. Classification de Koppèn BWh</b>	<b>29</b>
<b>2.2.2. Diagramme Ombrothérmique</b>	<b>30</b>
<b>2.2.3. Climagramme d'Emberger</b>	<b>30</b>
<b>2.2.4. Indice d'aridité</b>	<b>32</b>
<b>3. Ressources en eau</b>	<b>33</b>
<b>4. Présentation des stations d'épuration étudiées</b>	<b>34</b>
<b>4.1. STEP de lagunage aéré de Saïd Otba –Ouargla-</b>	<b>34</b>
<b>4.2. STEP à boue activée de Touggourt</b>	<b>37</b>
<b>4.3. STEP à lits plantés de Témacine</b>	<b>39</b>

### **Chapitre III : Matériels et Méthodes**

<b>1. Prélèvement des échantillons</b>	<b>41</b>
<b>2. Paramètres physiques</b>	<b>41</b>
2.1. Température de l'eau	41
2.2. Potentiel d'Hydrogène (pH)	41
2.3. Salinité	42
2.4. Oxygène dissous	42
<b>3. Paramètres de pollution</b>	
3.1. Matières En Suspension (MES)	42
3.2. Demande Biochimique en Oxygène (DBO5)	43
3.3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)	44
<b>4. Pollution azotée</b>	<b>44</b>
<b>5. Dosage de phosphore par méthode spectrophotométrique</b>	<b>44</b>
<b>6. Paramètres microbiologiques</b>	<b>45</b>
6.1. Recherche et dénombrement des germes totaux	45
6.2. Recherche et dénombrement des coliformes en milieux liquides (Méthode de NPP) Test de présomption	46
6.3. Recherche des Streptocoques fécaux en milieu liquide	48
6.4. Recherche et dénombrement des Clostridium Sulfito-Réducteurs	50
<b>7. Analyses statistiques</b>	<b>52</b>

### **Chapitre IV : Résultats et discussion**

<b>1. Caractérisation des Influent</b>	<b>53</b>
<b>2. Paramètres physiques</b>	<b>53</b>
2.1. Température	53
2.2. pH	55
2.3. Salinité	58
2.4. Oxygène dissous	61
<b>3. Paramètres de pollution</b>	<b>64</b>
3.1. Matières solides en suspension (MES)	64
3.2. Demande biologique en oxygène (DBO5)	69
3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)	74
3.4. Discussion générale des paramètres MES, DBO <sub>5</sub> et DCO	79
<b>4. Pollution azotée</b>	<b>81</b>
4.1. Ammonium	82



<b>4.2. Nitrites</b>	<b>83</b>
<b>4.3.Nitrates</b>	<b>83</b>
<b>4.4.Interprétation des résultats de la pollution azotée</b>	<b>83</b>
<b>5. Pollution phosphorée (Ortho-phosphates)</b>	<b>85</b>
<b>5.1. Interprétation des résultats de la pollution phosphorée</b>	<b>85</b>
<b>6. Pollution biologique</b>	<b>87</b>
<b>Conclusion générale</b>	<b>89</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>92</b>
<b>Annexes</b>	

## **Liste des tableaux**

### **Chapitre I : Les eaux usées : Origines et épuration**

<b>Tableau I-1.</b> Charges unitaires domestiques	<b>7</b>
---	----------

### **Chapitre II : Région d'étude**

<b>Tableau II-1.</b> Valeurs Indice d'Aridité DE Martonne	<b>33</b>
<b>Tableau II-2.</b> Caractéristiques de 1 <sup>er</sup> étage (lagunes d'aération)	<b>35</b>
<b>Tableau II-3.</b> Caractéristiques de 2 <sup>ème</sup> étage (lagunes d'aération)	<b>35</b>
<b>Tableau II-4.</b> Caractéristiques de 3 <sup>ème</sup> étage (lagunes de finition)	<b>36</b>
<b>Tableau II-5.</b> Caractéristiques de la station de Touggourt	<b>38</b>

### **Chapitre IV : Résultats et discussion**

<b>Tableau IV-1.</b> ANOVA des taux d'élimination de MES.	<b>68</b>
<b>Tableau IV-2.</b> Comparaison multiple de taux d'élimination de MES pour les différents procédés	<b>69</b>
<b>Tableau IV-3.</b> ANOVA des taux d'élimination de la DBO <sub>5</sub>	<b>73</b>
<b>Tableau IV-4.</b> Comparaison multiple de taux d'élimination de DBO <sub>5</sub> pour les différents procédés	<b>74</b>
<b>Tableau IV-5.</b> ANOVA des taux d'élimination de la DCO	<b>78</b>
<b>Tableau IV-6.</b> Comparaison multiple de taux d'élimination de DCO pour les différents procédés	<b>78</b>
<b>Tableau IV-7.</b> Rendements d'élimination et nombre de germes à la sortie des deux stations	<b>87</b>

## Liste des figures

### Chapitre I : Les eaux usées : Origines et épuration

<b>Figure I-1.</b> Composition des eaux usées domestiques	<b>4</b>
<b>Figure I-2.</b> Origine et Nature de la pollution des eaux	<b>6</b>
<b>Figure I-3.</b> Schéma récapitulatif des trois modes d'épuration	<b>15</b>
<b>Figure I-4.</b> Schéma simplifié d'une station à boues activées	<b>16</b>
<b>Figure I-5.</b> Schéma simplifié d'une station de lagunage	<b>18</b>
<b>Figure I-6.</b> Schéma de principe d'une filière type par lit bactérien	<b>20</b>
<b>Figure I-7.</b> Schéma de principe d'une filière type par disque biologique	<b>22</b>
<b>Figure I-8.</b> Schéma de principe des filtres plantés à écoulement vertical	<b>23</b>
<b>Figure I-9.</b> Schéma de principe des filtres plantés à écoulement horizontal	<b>24</b>

### Chapitre II : Région d'étude

<b>Figure II-1.</b> Classification climatique suivant Koppën	<b>30</b>
<b>Figure II-2.</b> Diagramme Ombrothermique de Gaussen de la région de Ouargla	<b>30</b>
<b>Figure II-3.</b> Diagramme Ombrothermique de Gaussen de la région de Touggourt	<b>31</b>
<b>Figure II-4.</b> Climagramme pluviométrique d'Emberger	<b>32</b>
<b>Figure II-5.</b> Abaque de l'indice d'Aridité de DE Martonne	<b>33</b>
<b>Figure II-6.</b> STEP de Ouargla	<b>35</b>
<b>Figure II-7.</b> STEP de Touggourt	<b>38</b>
<b>Figure II-8.</b> STEP de Témacine	<b>39</b>

### Chapitre III : Matériels et Méthodes

<b>Figure III-1.</b> Recherche et dénombrement des germes totaux dans l'eau	<b>46</b>
<b>Figure III-2.</b> Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux dans l'eau	<b>48</b>
<b>Figure III-3.</b> Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux dans l'eau	<b>50</b>
<b>Figure III-4.</b> détermination et dénombrement des Clostridium sulfito-réducteurs	<b>51</b>

### Chapitre IV : Résultats et discussion

<b>Figure IV-1.</b> Variations saisonnières de température des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>54</b>
<b>Figure IV-2.</b> Variations annuelles saisonnières de la température des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>55</b>
<b>Figure IV-3.</b> Variations saisonnières du pH des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>56</b>
<b>Figure IV-4.</b> Variations annuelles et saisonnières du pH des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>57</b>
<b>Figure IV-5.</b> Variations saisonnières de salinité des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>58</b>

<b>Figure IV-6.</b> Variations saisonnières de la conductivité électrique des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>59</b>
<b>Figure IV-7.</b> Variations annuelles saisonnières de la salinité des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>60</b>
<b>Figure IV-8.</b> Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>61</b>
<b>Figure IV-9.</b> Variations annuelles saisonnières de l'oxygène dissous des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>63</b>
<b>Figure VI-10.</b> Évolution annuelle et saisonnières de l'oxygène dissous à la sortie de la station de Témacine	<b>63</b>
<b>Figure IV-11.</b> Variations saisonnières des MES enregistrées à la sortie des trois stations	<b>64</b>
<b>Figure IV-12.</b> Variations annuelles saisonnières des MES des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>65</b>
<b>Figure VI-13.</b> Variation saisonnières des MES à la sortie de la station de Témacine.	<b>66</b>
<b>Figure IV-14.</b> Boîtes à moustache des taux d'élimination de la MES des trois procédés.	<b>67</b>
<b>Figure IV-15.</b> Variations saisonnières des DBO <sub>5</sub> enregistrées à la sortie des trois stations	<b>70</b>
<b>Figure IV-16.</b> Variations annuelles saisonnières de DBO <sub>5</sub> des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>71</b>
<b>Figure IV-17.</b> Boîtes à moustache des taux d'élimination de la DBO <sub>5</sub> pour les trois procédés	<b>72</b>
<b>Figure IV-18.</b> Variations saisonnières des DCO enregistrées à la sortie des trois stations	<b>75</b>
<b>Figure IV-19.</b> Variations annuelles saisonnières de la DCO des eaux usées à la sortie des trois stations	<b>76</b>
<b>Figure IV-20.</b> Boîtes à moustache des pourcentages d'élimination de DCO pour les trois filières	<b>77</b>
<b>Figure VI-21.</b> Variations saisonnières d'ammonium enregistrées à la sortie des trois stations	<b>81</b>
<b>Figure IV-22.</b> Variations saisonnières des nitrites enregistrées à la sortie des trois stations	<b>82</b>
<b>Figure IV-23.</b> Variations saisonnières des nitrates enregistrées à la sortie des trois stations	<b>83</b>
<b>Figure IV-24.</b> Valeurs Variations saisonnières d'ortho-phosphates enregistrées à la sortie des trois stations	<b>85</b>

# **Introduction générale**

***Introduction générale***

Le globe terrestre contient 1,4 milliards de km<sup>3</sup> d'eau, Environ 97,5 % de ce volume est sous forme d'eau salée et 2,5 % sous forme d'eau douce, soit environ 35 millions de km<sup>3</sup> (**Shiklomanov et Rodda, 2003**).

Ces quantités en eau douce subissent des grandes pressions qui sont dues à l'accroissement démographique, l'augmentation de l'activité industrielle et l'expansion de l'activité agricole. Selon les données qui existent actuellement, il est estimé qu'il y aura une augmentation de 40% dans la demande en eau par rapport à la disponibilité d'ici 2030. Aux facteurs précités s'ajoute le changement climatique qui vient aggraver d'avantage la situation. (**CENUE, 2021**).

L'Algérie est un pays aride à 80%, on y trouve environ 18 milliards de m<sup>3</sup>/an d'après les données de Terra (2013) ; 70% de cette quantité se trouve au nord du pays dont la majorité est représentée par les eaux de surface soit 10 milliards de m<sup>3</sup> et 30% au sud du pays représentée majoritairement par les eaux souterraines fossiles soit 5 milliards de m<sup>3</sup>.

Malgré ces grandes réserves en eau, l'Algérie se trouve, selon l'indice de **Falkenmark (1989)**, dans une situation hydrique marquée par une rareté d'eau absolue (<500 m<sup>3</sup>/ha/an). La même constatation a été faite par le « **Center of Ecology and Hydrology (CEH)** » (**2005**) et qui a indiqué que l'Algérie est un pays avec un Indice de Pauvreté en Eau (IPE) élevé.

Selon **Moza et Ghosn (2013)** 62% de volume d'eau est consommé en agriculture et le reste est répartie respectivement entre le secteur domestique (35%) et le secteur de l'industrie (3%).

Afin de combler le manque en eau dans les différents secteurs, les autorités en Algérie ont adopté une politique qui permet d'augmenter les stocks en eau par l'utilisation et l'exploitation des eaux non-conventionnelles (eaux salées et/ou saumâtre dessalée et eaux usées épurées).

La présente thèse s'intéresse aux eaux usées (EU), qui selon Rejsek (2002) contiennent des polluants solubles et/ou non solubles provenant de l'activité humaine. Ces EU et suivant leur composition représentent des risques directes et indirectes pour la santé et l'environnement (**Chambers et al., 1997**) essentiellement en cas de son rejet dans la nature sans traitement.

Pour éviter ces risques, il est indispensable de minimiser et/ou d'éliminer les différents polluants qui existent dans l'eau. C'est dans cette optique qu'on a réalisé des stations d'épuration (STEP).

En Algérie et selon le ministère des ressources en eau et de la sécurité hydrique, il y a en Algérie 211 stations d'épuration avec une capacité de production de 500 millions m<sup>3</sup>/an (APS, 2022.). Selon l'APS (2021) l'Office Nationale d'Assainissement (ONA) exploitait 160 STEP dans 44 wilayas du pays. Parmi eux, il y a 21 stations pour des fins agricoles.

En 2020, l'Algérie a exploité 18 millions m<sup>3</sup>, soit 31 % du volume d'eaux usées épurées (EUE) issues de ces STEP, pour irriguer 11494 hectares de superficies agricoles (APS, 2021). Selon le ministère des ressources en eau et de la sécurité hydrique, il sera prévu d'exploiter des EUE pour irriguer 24000 hectares de terres agricoles d'ici 2024 et pour l'horizon 2030, il y aura 400.000 hectares, dont 16000 hectares dans les hauts plateaux à irriguer par les EUE (APS, 2022).

Au sud algérien et particulièrement à Ouargla et à Touggourt, le passage d'un système fermé (nappe phréatique) à un autre ouvert (l'exploitation des réservoirs profondes de complexe terminal (CT) et de continental intercalaire (CI)) (Belksier et al., 2016 ; Khechana et al., 2010 ; Besbes et al., 2003) et l'introduction des réseaux d'assainissement vers la fin des années 60 et le début des années 70 pour évacuer les eaux usées vers des exécutoires : la lagune naturelle de Oum Erraneb à Ouargla (Idder, 2007) et le canal de Oued Righ à Touggourt (Amiri et al., 2017 ; Bouznad et al., 2016) ; sont à l'origine de la pollution des eaux de la nappe phréatique qui était auparavant la source principale des différents utilisateurs ; ainsi la remontée de la nappe phréatique (Idder et al., 2013 ; Saggai et al., 2013).

Cette situation n'était pas seulement responsable de la dégradation des terres, de l'environnement et des constructions, mais aussi de l'apparition et/ou le retour de quelques maladies à transmission hydrique (Saggai et al., 2016 ; Remini et Kechad, 2011).

Le recours à l'épuration des eaux usées avant de les rejeter dans la nature sans risque ou les réutilisées pour irriguer les terres agricoles est devenu fatal pour protéger l'Homme et l'environnement (Zajda, et Aleksander-Kwaterczak, 2019 ; Ahammad et al., 2013) dans ces villes sahariennes.

Pour cela, plusieurs STEP ont été réalisées aux régions sahariennes dont cinq dans les deux wilayas de Ouargla et de Touggourt (03 à Ouargla et 02 à Touggourt) ; les stations de la wilaya de Ouargla sont installées dans le cadre de méga-projet de lutte contre la remontée des eaux (ONA, 2008 ; ONA, 2013 ; ONA, 2019). Trois procédés biologiques sont adoptés dans ces 05 STEP : (i) lagunage aéré (LA), (ii) boues activées (BA) et (iii) lits plantés (LP).

Chacun de ces procédés biologiques a des avantages et des inconvénients, et leurs performances ont fait l'objet de plusieurs études (Rajasulochana et Preethy, 2016 ; Hernandez Leal et al., 2010 ; Boutin, 2003 ; Jung, 2002 ; Kibi, 2000).

La présente thèse consiste à répondre et à prendre en charge trois questions principales :

1. Evaluation des performances des trois procédés suscités durant 8 ans de service sous notre climat aride en se basant sur l'outil statistique ;
2. Evaluation de l'effet saisonnier sur la qualité des EUE; et
3. Définir le procédé le plus adéquat pour les conditions arides de notre région.

Pour se faire, le document est structuré en quatre chapitres comme suit :

Un premier chapitre destiné à présenter les différents types et origines des eaux usées, les caractéristiques de ces eaux, les étapes de traitement de ces eaux et les différents procédés biologique d'épuration des eaux usées.

Un deuxième chapitre dans lequel nous représentons notre région d'étude en citant sa situation géographique, ses paramètres météorologiques et sa synthèse climatique. Aussi dans ce chapitre, nous présentons les différentes stations d'épuration de notre étude.

Un troisième chapitre qui comporte les protocoles expérimentaux adoptés pour la détermination des caractéristiques des eaux usées brutes et épurées.

Enfin, un quatrième chapitre dans lequel nous essayerons de répondre aux différentes questions par l'analyse des résultats obtenus et leur discussion afin de tirer des conclusions.



# **Chapitre I**

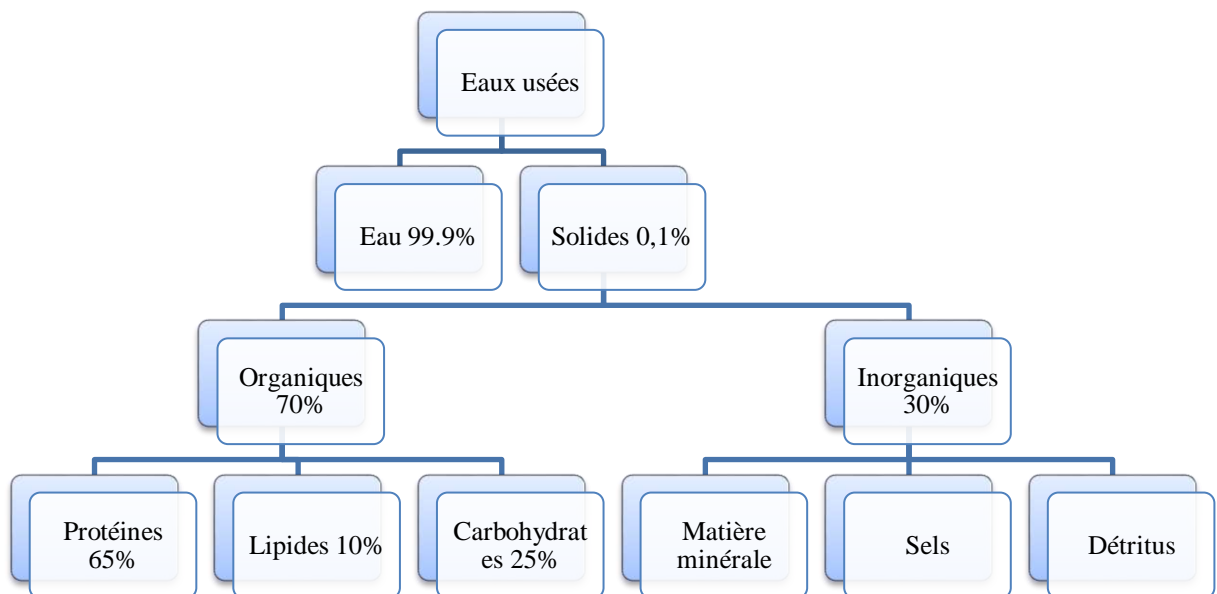
## **Les eaux usées : Origines et épuration**

## 1. Définition des eaux usées

Les eaux usées sont des eaux issues des activités domestiques, agricoles et industrielles. Elles sont chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Donc d'une manière générale, l'eau usée est toute eau qui a subi des modifications défavorable et/ou nocive des propriétés physico-chimiques et biologiques, engendrée par l'action anthropique. Les eaux usées comportent également les eaux de pluies et leur charge polluante (**Dugniolle, 1980 ; Glanic et Benneton, 1989 ; Metcalf et Eddy, 2003**)

## 2. Composition des eaux usées

D'après Xanthoulis et *al.* (2008), l'eau usée est d'une composition variable, elle peut contenir des bactéries, des particules organiques et inorganiques, solubles et insolubles, des gaz, des toxines...etc. (Figure I.1.)



**Figure I-1.** Composition des EU domestiques (**Baumont et al, 2004**).

### **3. Origine et nature des eaux usées**

#### **3.1. Origine industrielle**

La contamination par des eaux usées industrielles pose une grave menace pour la santé humaine et environnementale, en particulier dans les pays en développement (**Bougherira et al., 2014**). La pollution d'une eau comprend les rejets chimiques (hydrocarbures ou polychlorobiphényles (PCB) évacués par les industries et les usines (**Macé, 2022**).

#### **3.2. Origine agricole**

Soixante-dix pourcent des prélèvements d'eau dans le monde sont dans le secteur de l'agriculture. Donc, les eaux issues de ce secteur contiennent des produits agrochimiques, matière organique et sédiments et drainage salin dans les plans d'eau. Leur pollution présente des risques les écosystèmes aquatiques, la santé humaine et les activités productives (**UNEP, 2016**).

Les excréments du bétail contiennent de nombreux microorganismes zoonotiques et parasites multicellulaires qui peuvent nuire à la santé humaine. Les microorganismes pathogènes peuvent être d'origine hydrique ou d'origine alimentaire (surtout si l'aliment a été irrigué avec de l'eau contaminée). Certains agents pathogènes peuvent survivre pendant des jours ou des semaines dans les matières fécales rejetées sur le sol et peuvent plus tard contaminer les ressources en eau par ruissellement (**FAO, 2006; WHO, 2012**).

#### **3.3. Origine pluviale**

Ce sont des eaux formées après précipitations et qui accumulent les polluants atmosphériques, poussières, débris, suies de combustion et hydrocarbures rejetés par les véhicules lors de son ruissellement pour rejoindre les canalisations d'assainissement vers les STEP ou les rivières en entraînant une pollution des milieux aquatiques (**Desjardins, 1997**).

#### **3.4. Origine domestique**

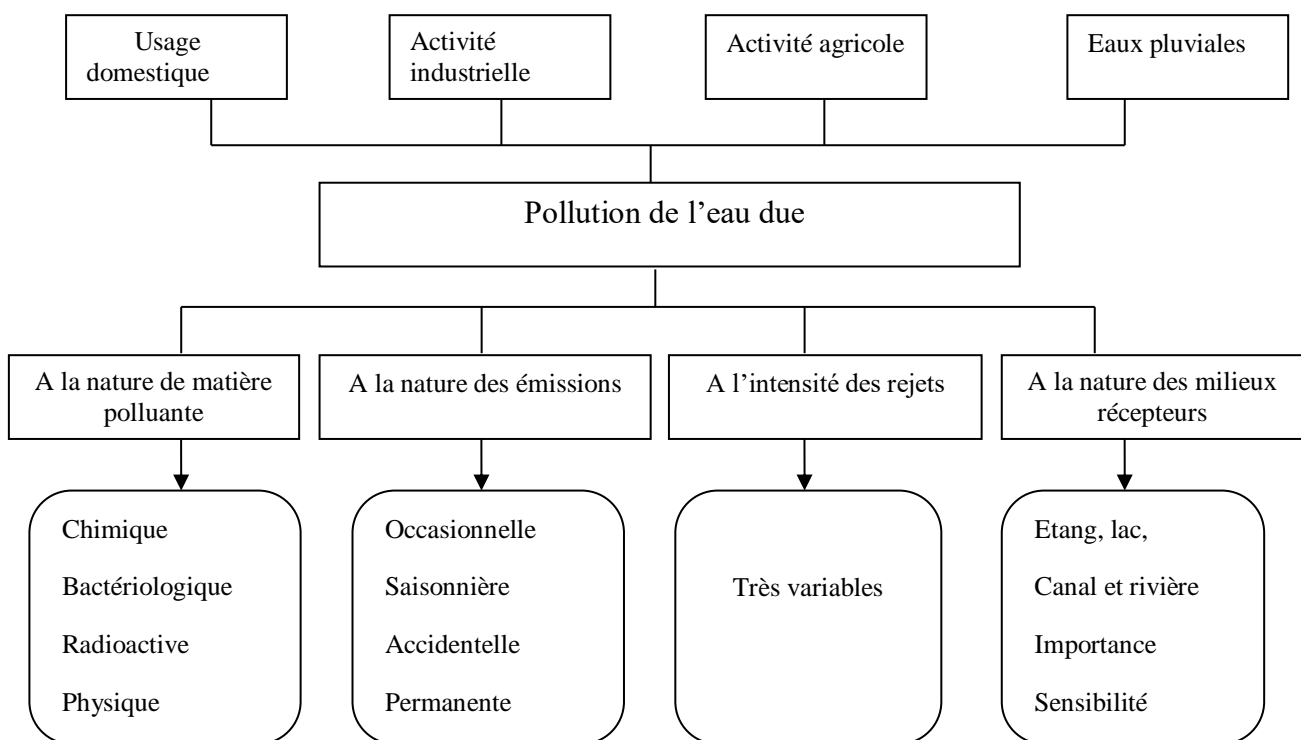
Il s'agit des eaux usées provenant essentiellement :

1. De cuisine (contenant des matières minérales en suspension, des substances alimentaires et des produits détergents);
2. De salle de bain (chargées en produits cosmétiques);

3. De vanes qui proviennent des sanitaires (W.C) (très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme). (Rejsek, 2002)

Selon leurs sources, ces eaux usées domestiques contiennent des substances toxiques, déchets solides, matières en plastique et contaminants bactériens (Haseena et Malik, 2017). La définition des caractéristiques des eaux usées domestiques permet, et avec une grande certitude, le choix et le dimensionnement des filières d'épuration adéquates (Mercoiret, 2010).

L'origine et la nature des eaux usées sont résumées dans la figure I.2



**Figure I-2.** Origine et nature de la pollution des eaux (Djeddi, 2007).

#### 4. Charge polluante et débit

##### 4.1. Charge polluante

La conception des ouvrages de traitement des eaux usées est généralement fonction des charges polluantes présentes dans ces eaux, d'où l'importance de bien évaluer ces charges. L'évaluation des charges polluantes pourrait donc être omise pour de petits projets d'installations septiques si le consultant atteste que les eaux usées à traiter sont assimilables à

des eaux usées domestiques résidentielles typiques. Dans les autres cas, les charges polluantes doivent être évaluées ((MELFP, 2013). Les charges polluantes peuvent être :

#### **4.1.1. Domestiques**

Ce sont des charges unitaires pour différents paramètres de pollution (**Tableau I.1**), exemple tiré du Guide technique sur la réalisation des études préliminaires réalisées par le Ministère de l'Environnement du Québec (2011).

**Tableau I-1.** Charges unitaires domestiques

<b>Paramètres</b>	<b>Valeurs/jour</b>
<b>DBO<sub>5</sub></b>	50 g/personne
<b>DCO</b>	2,5 DBO <sub>5</sub>
<b>MES</b>	60 g/personne
<b>MVS</b>	0,7 MES
<b>NTK</b>	10 g/personne
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,5 NTK
<b>Pt</b>	2 g/personne

(MEQ, 2011)

#### **4.1.2. Non domestiques**

Ce sont des charges provenant d'établissements non domestiques (établissements de lavage de linge, usines, ateliers, dépôts et de laboratoires) pouvant varier de façon significative d'un type d'établissement à un autre en fonction des différentes sources de production d'eaux usées présentes dans l'établissement (MEQ, 2011).

#### **4.2. Débit**

Les débits d'eaux usées varient beaucoup d'une installation à une autre, mais également dans le temps, pour un établissement donné. Ces débits et leur variation dans le temps étant difficiles à établir, ils doivent faire l'objet d'une attention très particulière (MEQ, 2011).

## **5. Caractéristiques de la pollution des eaux usées**

Les matières polluantes dans les eaux usées sont diverses et suivant leur nature elles n'entraînent pas le même type de nuisance et nécessitent des traitements différents et appropriés (**Baumont et al, 2004**).

### **5.1. Matières particulaires**

Les matières particulaires se caractérisent par leur taille importante, supérieure à 10 µm, qui explique qu'elles se retrouvent en suspension dans les eaux usées (**Rejsek, 2002**). Elles peuvent être minérales (argile, sable...), organiques (en décomposition) et des microorganismes (phytoplancton, zooplancton et bactéries) (**Rivard-Sirois, 2005**).

Les apports excessifs de MES affectent les propriétés de l'eau par une augmentation de la coloration et de la turbidité, une augmentation du transport de nutriments, d'éléments toxiques et de bactéries, une diminution de la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau (**Rejsek, 2002 ; Rivard-Sirois, 2005**).

### **5.2. Matières organiques**

La matière organique dissoute est constituée d'un mélange non homogène de macromolécules organiques dont les composants principaux sont les substances humiques. Elle joue un rôle prépondérant dans le cycle du carbone et intervient dans de nombreuses réactions physiques, chimiques ou biologiques ainsi que dans le transport et la transformation des contaminants (**Martin et al, 2010**).

### **5.3. Nutriments**

#### **5.3.1. Matières azotées**

L'azote, existe sous différentes formes chimiques, est impliqué dans de nombreux problèmes de l'environnement. Les composés azotés, qui sont dans l'atmosphère et dans les eaux du fait d'activités humaines, joue un rôle dans l'acidification et à l'eutrophisation des terres agricoles, des nappes libres, des eaux et des eaux superficielles. L'apport en azote (organique et minérale) affecte les fonctions, la vitalité, la diversité biologique et la qualité des écosystèmes fragiles (**DPAPC, 2014**).

### 5.3.2. Matières phosphorées

Ce sont des matières organiques et minérales possédant des atomes de phosphore. Elles présentent quatre origines principales : le métabolisme humain, les détergents, les rejets industriels et les rejets agricoles (**Deronzier et Choubert, 2004, Dernat et al, 1994**).

Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme minérale, d'ions ortho-phosphate isolés (50 à 80% du phosphore total), soit sous forme d'ions phosphate condensés entre eux (poly-phosphates), soit sous forme organique de groupements phosphates liés aux molécules organiques (**Rejsek, 2002**).

Le rejet de phosphore dans le milieu récepteur est une cause essentielle de son eutrophisation car ce phosphore est le facteur limitant de la croissance végétale responsable de ce phénomène (**Camus, 2014**).

### 5.4. Métaux lourds

Suivant la nature du métal, la dose et la durée de l'exposition, les métaux peuvent avoir des effets toxiques (C'est le cas Plomb(Pb), Cadmium(Cd), Mercure (Hg)) Leur toxicité est due essentiellement à : Leur non-dégradabilité, leur toxicité à faible concentration. Leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des Chaines trophiques (**Bradl, 2005, Bensaha, 2010**). La toxicité des métaux lourds n'est plus à démontrer. La plupart du temps, leurs effets toxiques concernent le système nerveux, le sang ou la moelle osseuse. Ils sont généralement cancérigènes (**Omar ,2015**).

Il existe des métaux qui sont indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques. Elles deviennent toxiques lorsque leur concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du Cuivre, du Zinc et du Fer (**Huynh, 2009**).

### 5.5. Microorganismes

Les microorganismes qui existent dans les eaux usées sont les virus, les bactéries, les levures et champignons, les protozoaires et les vers (**BRGM, 1983**). Ces microorganismes sont d'origine des matières fécales qui renferment en majorité une flore anaérobie, et une flore aérobie-anaérobie facultative. Ils sont les causes de plusieurs maladies mortelles pour l'homme et la faune. (**Rejsek, 2002**).

## 6. Effets de la pollution des eaux

Les principaux résultats de la pollution des eaux sont : (i) des maladies

- Risques sanitaires Immédiats essentiellement des maladies provoquées par des germes pathogènes (bactéries, virus, salmonelles ...) (**Leclerc et al., 2002**) ou à long terme par l'accumulation de substances toxiques dans l'organisme (métaux lourds, biocides, ou hydrocarbures (**Mahurpawar, 2015; Mohod et Dhote, 2013**).
- Fermeture des captages d'eau potable à cause de dégradation des eaux souterraines (**McIntosh et Pontius, 2017**)
- Augmentation du prix de l'eau
- Fragilisation des écosystèmes marins et aquatiques et leur biodiversité (poissons, mammifères, oiseaux) (**Bassem, 2020; Mearns et al., 2013**).
- Eutrophisation des milieux qui provoque des changements dans l'équilibre des écosystèmes aquatiques (dégradation de la qualité de l'eau, l'envasement, Changement et appauvrissement dans la biodiversité animale et végétale...etc) (**Jing et al.,2017; Ansari et al., 2014 ; et Hade, 2002**).
- Réchauffement des eaux pollution thermique liée à l'utilisation de l'eau comme liquide de refroidissement par les industries (**Miara et al., 2018; Raptis et al., 2016; Valiron, 1977**).
- Détérioration des zones humides (**Söderqvist et al., 2000**)

## 7. Lutte contre la pollution des eaux (épuration des eaux usées)

Les eaux usées domestiques, ainsi que celles générées par les industries et l'agriculture, se retrouvent dans la nature et peuvent concourir non seulement à la destruction de leur faune et de leur flore mais également à la pollution des nappes aquifères dans lesquelles l'homme puise une part de son eau potable. C'est pour cette raison qu'il est indispensable de traiter les eaux usées (**INRA, 1999 ; Paquin et Migué, 1973**).

L'épuration consiste à éliminer les matières minérales et organiques en suspension et en solution, ainsi qu'un certain nombre de déchets divers afin d'obtenir une eau conforme aux normes de rejets et/ou de réutilisation. Ces polluants sont, en majorité, transférés à la phase concentrée boueuse (**Andreoli et al., 2007 ; Salghi, 2000**).

En 2002 **Ramade** a défini l'épuration des eaux usées comme étant un aménagement pour la purification des eaux usées urbaines et/ou industrielle avant de les déverser dans exutoire.



Selon Rakotoarison (2008), les traitements des eaux usées sont les processus qui ont pour objectif de réduire la quantité des polluants pour atteindre la norme de rejet des effluents dans le milieu naturel ou de réutilisation.

## **8. Etapes de traitement des eaux usées**

Les différents traitements des eaux résiduaires ont comme objectif l'amélioration de la qualité des effluents rejetés dans la nature.

Afin d'atteindre cet objectif, il convient de faire passer l'eau résiduaire par des phases qui se divisent en deux processus principaux (traitement physico-chimique et traitement biologique) et un troisième (traitement tertiaire).

Il est important de noter que la plupart des stations d'épuration ne possèdent pas les trois étapes de traitement. En effet, le traitement tertiaire est plutôt rare. (**Demers et Lacroix, 2016**)

### **8.1. Traitement physico-chimique**

Il est constitué de trois niveaux :

#### **8.1.1. Prétraitements**

Les prétraitements ont pour objectif d'éliminer les éléments les plus grossiers. Il s'agit des déchets volumineux (dégrillage), des sables et graviers (dessablage) et des graisses (dégraissage-déshuilage) (**Senat, 2003**).

#### **8.1.2. Décantation primaire**

Ce procédé a pour but de dissocier les éléments solides du milieu liquide sous l'effet de leurs poids. Les particules solides rejoignent le fond de décanteur pour former des boues primaires. Cet étape permet d'éliminer la moitié des matières en suspension (MES) et rabatte d'environ 30 % la DBO et la DCO (**Malick, 2011**).

#### **8.1.3. Coagulation-floculation**

Il s'agit de procédé utilisé en complément du prétraitement dans le cas d'eaux fortement chargés en matières en suspension, il permet de d'éliminer jusqu'à 90 % des matières en suspension et 75 % de la DBO. Cette technique comporte une première phase d'adjonction

d'un réactif, qui provoque l'agglomération des particules en suspension. Les amas de solides ainsi obtenus sont appelés « floccs ». (MIQUEL, 2003)

## 8.2. Traitement biologique

Les traitements biologiques reproduisent les phénomènes d'autoépuration existant dans la nature. L'autoépuration regroupe l'ensemble des processus par lesquels un milieu aquatique parvient à retrouver sa qualité d'origine après une pollution.

Le traitement biologique est le processus le plus important dans la chaîne de traitement des eaux usées. Il a pour but d'éliminer les matières organiques biodégradables. Cette élimination est confiée à des micro-organismes utilisant les matières organiques comme nutriments. Cette dégradation biologique entraîne donc une transformation de matière (Mittal, 2011).

L'épuration biologique est un processus qui se fait sous l'action des micro-organismes existant dans le milieu aquatique. Donc, c'est un processus identique à l'autoépuration naturelle des eaux de surface. Donc, l'épuration est la conséquence des réactions biologiques dans la couche d'eau supérieure et de la sédimentation des particules décantées en fond des bassins. Ce processus permet d'éliminer une grande partie des composés organiques biodégradables (90% de la DCO et 99% de la DBO) (Thompson *et al.*, 2001).

Il est à noter que quelques micro-organismes ont de grandes aptitudes de transformation métabolique et de décomposition des matières biodégradables (Menoret, 2001). Ils sont, par leur multiplication rapide et leur action biochimique, des agents épurateurs extrêmement efficaces. Le traitement biologique est largement utilisé dans la dépollution de l'eau. Il est donc la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant appel à une micro-faune de bactéries et de protozoaires.

De ce fait, l'épuration biologique a pour objet la favorisation de la prolifération des micro-organismes pour utiliser leurs propriétés remarquables dans les conditions les mieux adaptées au résultat désiré (Muralikrishna et Manickam, 2017 ; Scholz, 2016).

### 8.2.1. Dispositifs d'épuration

Sur la base de l'emplacement des bactéries épuratrices dans le bio-réacteur, nous avons deux types de dispositifs (Berland *et al.*, 2001):

*a. Procédé à cultures fixes*

L'épuration biologique à biomasse fixée (encore appelée épuration biologique à culture fixée) est un dispositif où les bactéries sont "fixées" sur un support amovible, ce qui veut dire que la micro-station tolère moins bien les périodes d'inactivité car les bactéries fixées qui ne sont pas en contact avec les eaux usées ne dégradent donc pas la matière organique.

Le contact entre les eaux usées brutes et les cellules épuratrices est assuré soit par arrosage des supports avec l'eau usée (lits bactériens), soit par rotation des supports dans le mélange pollué (disques biologiques). Ces ouvrages permettent d'obtenir des concentrations en biomasse plus importantes et donc des traitements intensifs avec une taille relativement faible, mais présent des risques de colmatage ou d'émanation d'odeurs. (**Grisales Palacio, 2007**)

*b. Le procédé à cultures libres*

L'épuration biologique à biomasse libre ou encore appelée épuration biologique à culture libre est en épuration des eaux, se dit de cultures bactériennes où la biomasse épuratrice sous forme de floccs est maintenue en suspension dans l'eau à épurer.

En culture libre, les bactéries sont directement au contact des matières puisque présentes dans les eaux usées de la cuve de traitement. Les bactéries sont aussi activées par injection d'oxygène au moyen d'un compresseur (qui nécessite une alimentation électrique). Même si le niveau d'eau est bas, les bactéries toujours en contact continuent de dégrader la matière.

Comparés aux procédés à culture fixée, les procédés à culture libre ont l'avantage d'avoir un traitement plus homogène et une meilleure maîtrise des facteurs d'épuration (apport de l'eau résiduaire et de masse bactérienne)

**8.2.2. Modes d'épuration biologique des eaux usées**

Les procédés d'épuration biologiques sont classés suivant les voies métaboliques primaires présentes dans les différents micro-organismes actifs dans le système de traitement. Ils sont classés, selon la disponibilité et l'utilisation de l'oxygène, comme aérobies, anoxiques et anaérobies :

*a. Les processus aérobies*

Dans ce mode d'épuration, les processus de traitement font appel aux bactéries aérobies qui se développent en présence d'oxygène. Ils sont les processus les plus métaboliquement actifs, mais génèrent également plus de solides résiduels comme masse cellulaire (0,5 -1,5 kg de biomasse/ 1 kg de DBO éliminé) (Ahammad et al., 2013 ; Jegatheesan et al., 2008).

Le processus aérobie représente un avantage par rapport au processus anaérobie en raison de sa stabilité, sa fiabilité et meilleure compréhension du processus.

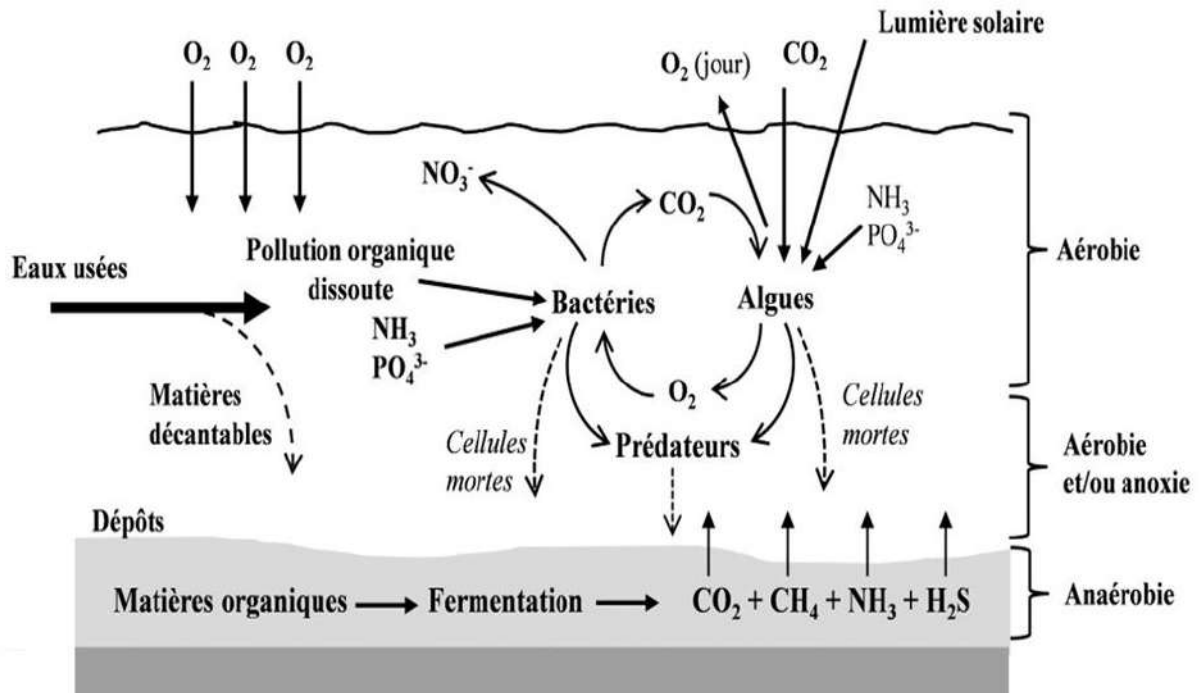
*b. Les processus anoxies*

Ce sont des processus qui se produisent en l'absence d'oxygène et générer de l'énergie grâce à la respiration anaérobie. Les micro-organismes utilisent de l'oxygène combiné provenant de matières inorganiques dans les déchets (Exp. Nitrates) comme accepteur terminal d'électrons. Les processus anoxiques sont des systèmes communs de suppression biologique d'azote à travers la dénitrification (Tchobanoglous et al., 2003).

*c. Les processus anaérobies*

Ce sont les processus qui se produisent en l'absence de l'oxygène libre ou combiné, et résultent d'une réduction du sulfate et d'une méthanogènes. Ils produisent généralement du biogaz (méthane) comme sous-produit utile et ont tendance à générer moins de quantités de biomasse (0,1 à 0,2 kg de biomasse ou de boue par kg de DBO éliminée).

La figure (I-3) ci-dessous vient pour en résumer le fonctionnement des trois processus exposés.



**Figure I-3.** Schéma récapitulatif des trois modes d'épuration (DE LAAT, 2018).

### 8.2.3. Procédés d'épuration biologique des eaux usées

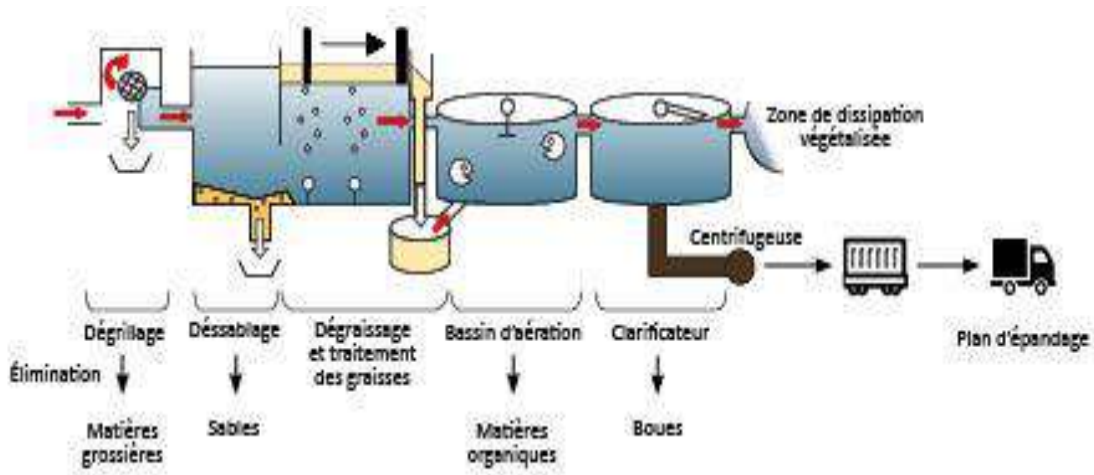
#### ✓ Boues activées

##### a. Définition

Le procédé de traitement est dit « à boues activées » quand l'ensemble des conditions favorables à une activité maximale des bactéries est mis en œuvre : un apport en oxygène suffisant, un apport en nutriment si l'effluent ne contient pas tous les composés nécessaires au développement des bactéries, une agitation permanente afin de favoriser le contact entre bactéries et pollution, une concentration élevée en bactérie pour augmenter l'efficacité du traitement (Bassompierre, 2007).

Une installation de ce type comprend les étapes suivantes (Figure I-4) :

- Les traitements préliminaire et, éventuellement, primaire ;
- Le bassin d'activation (ou bassin d'aération) ;
- Le décanteur secondaire avec reprise d'une partie des boues ;
- L'évacuation des eaux traitées ;
- Les digesteurs des boues en excès provenant des décanteurs.



**Figure I-4.** Schéma de STEP à boues activées (Sivom-sag, 2016).

### ***b. Principe***

Le procédé « à boues activées (BA)» est un style d'épuration par cultures libres. Son principe est de faire dégrader les matières organiques, qui seront elles-mêmes avalées par des microorganismes (protozoaires (Nicolau et al., 1997), qui sont surtout des ciliés (Curds et al., 1968). Ces microorganismes sont, en partie, responsables de la floculation et une source de clarification progressive de l'eau.

Le procédé BA est approprié pour des eaux usées domestiques d'agglomérations à partir d'environ 400 équivalent-habitants. Ce procédé a les objectifs suivants (Degrémont, 1989) : (i) élimination de pollutions carbonée et azotée ; (ii) fixation phosphore dans la matière décantée ; et (iii) Stabilisation des boues par aération prolongée ou digestion aérobie.

### ***c. Avantages et inconvénients du procédé***

#### **➤ Avantages**

Le procédé à boues activées est un procédé qui peut être adapté pour les différentes tailles d'agglomérations et qui est très performant et peut protéger les milieux récepteurs sensibles. Il a une bonne aptitude d'élimination des paramètres des pollutions particulaire, biologique et azotée. Ce procédé facilite la mise en œuvre d'une déphosphatation simultanée et produit des boues légèrement stabilisées.

➤ **Inconvénients**

Une STEP à boues activées nécessite un budget assez important pour couvrir sa réalisation et le paiement des différentes charges (énergie électrique, contrôle et entretien régulier. Elle exige un personnel technique et de gestion qualifiés).

Sur le plan technique, ce type de STEP a une sensibilité aux surcharges hydrauliques et un problème de la maîtrise de la décantabilité des boues qui sont fortement produite et nécessite une concentration.

✓ **Lagunage**

*a. Définition*

L'épuration par lagunage est une technique qui se base sur la transformation et l'assimilation des "polluants" domestiques par les chaînes alimentaires aquatiques. Réduire le fonctionnement du lagunage à une épuration par les plantes aquatiques relève donc d'une conception tronquée et erronée d'un tel système. Dans ce processus, nombreux organismes interviennent : les algues, les bactéries, les daphnies, les anodontes, et même les poissons. (Heyden, 1998).

*b. Principe*

Le procédé de lagunage est un procédé simple, rustique, peu coûteux à cause de son fonctionnement non mécanisé, avec des performances de décontamination très élevés (Chaib et Alloune, 2004). Il est pratiquement une forme naturelle et souple du traitement biologique des eaux usées (Blais, 2006).

L'épuration par ce procédé est constituée d'une série de bassins artificiels ou étangs, formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées sont déversées (Figure I-5) (Chaib et Alloune, 2004) et passent successivement et naturellement d'un bassin à un autre par gravité (Ardam, 2007) pendant un long temps de séjour. Les assemblages de bassins se font suivant divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences relatives à la qualité de l'effluent final et le débit à traiter (Chaib et Alloune, 2004).

Le fonctionnement des bassins est identique à celui des écosystèmes avec des relations de symbiose entre les différentes populations composées de microorganismes, d'algues, de poissons, de plantes, etc. (Seidl et Mouchel, 2003). Le rôle de ces différents organismes est l'élimination de la charge polluante contenue dans l'eau usée (ARDAM, 2007).

La photosynthèse est le moteur de fonctionnement du lagunage. La partie supérieure des bassins est exposée à la lumière du soleil, ce qui permet l'existence d'algues. Ces dernières produisent de l'oxygène nécessaire pour les bactéries aérobies qui sont responsables de la dégradation de la matière organique.

L'épuration des eaux usées dans un système de lagunage résulte d'une combinaison complexe de processus physiques, chimiques et biologiques, qui sont influencés par les conditions météorologiques, le type et la configuration des bassins, et la conception du système (CNRC, 2004).

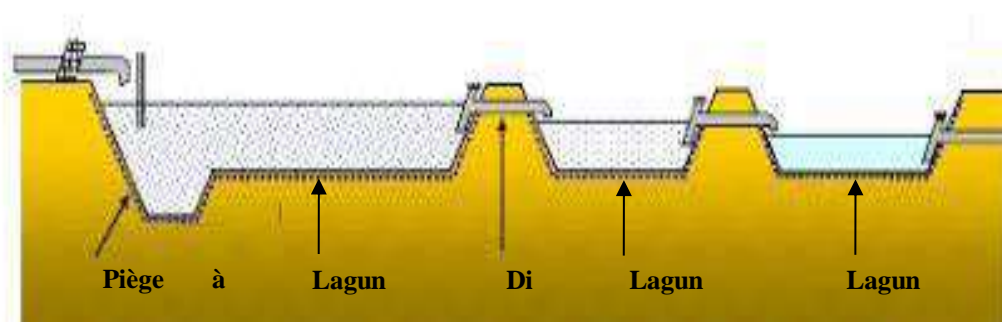


Figure I-5. Schéma simplifié d'une station de lagunage (Alexandre et al., 1997)

### c. Types de lagunage

Le procédé d'épuration par lagune est composé d'une série de bassins artificiels. Les types de lagunage qu'on peut citer sont :

➤ **Le lagunage naturel** : aussi dit lagunage à microphyte, se constitue d'un ensemble de bassins (généralement trois bassins artificiels) : le premier facultatif et les deux qui suivent sont des lagunes de maturation (Racault et al., 1997). Le temps de séjour est de 60 à 90 jours (Racault et Boutin, 2004).

➤ **Le lagunage à haut rendement** : c'est un ensemble de bassins à faible profondeur (0,3- 0,5 m) avec une vitesse d'écoulement choisie pour éviter que les algues décantent (Racault et al., 1997).

➤ **Le lagunage dit aéré** : Il se forme d'un ensemble de bassins avec des profondeurs comprise entre 2 à 5 m (ENGEES, 2002). A cause de sa grande profondeur, les bassins sont équipés d'aérateurs qui fournissent l'oxygène nécessaire au milieu aquatique (Racault et al., 1997).



➤ **Le lagunage à microphyte** : c'est une reproduction des zones humides naturelles comportant une tranche d'eau libre, tout en essayant de mettre en valeur les intérêts des écosystèmes naturels.

En Afrique, les performances intrinsèques de ces bassins sont très peu étudiées jusqu'à présent, et la laitue d'eau reste la plante la plus utilisée dans ces bassins d'épuration (**Charbonnel et Simo, 1986; Niang et al. 1996; Koné, 2008; Koné et al., 2006; Kone, 2002; Kone et al., 2002**).

Pour la majorité des responsables de projets en assainissement, utiliser de plantes aquatiques pour épurer les eaux reste encore un tabou. Pour eux, ce procédé est fréquemment associé aux risques de développement de moustiques vecteurs de paludisme et de prolifération incontrôlée de plantes flottantes considérées comme végétaux aquatiques envahissants et contre lesquelles de grands programmes de lutte biologique sont engagés (**Kone et al., 2002**).

*d. Avantages et inconvénients du procédé*

➤ *Avantages*

I y a quatre avantages spécifiques relatifs à ce procédé:

- Techniquement parlant : une bonne élimination de l'azote, du phosphore et des germes pathogènes en été et elle s'adapte très bien aux variations hydrauliques du fait du long temps de séjour.
- Ecologiquement : les lagunes naturelles développent un écosystème qui contribue à diversifier la flore locale et à protéger la faune et la biodiversité. Cet écosystème contribue à améliorer les microclimats estivaux par le dégagement des gouttes d'eau par l'évapotranspiration de la flore utilisée en épuration (**Eaufrance, 2002**).
- Economiquement, ce procédé ne nécessite pas des grandes charges d'investissement et n'a pas besoin de grands coûts de fonctionnement et pas de consommation énergétique si la dénivelée est favorable.
- Pédagogiquement, ce procédé est un support de plusieurs thèmes pédagogiques : aquaculture, chimie, hydraulique, etc...

➤ *Inconvénients*

Ce genre de procédé nécessite de grandes surfaces avec des sols aménagés pour éviter l'infiltration des eaux. Il n'apprécie pas les grandes pollutions ponctuelles et chimiques et il risque d'émettre de mauvaises odeurs dans le cas d'un mauvais fonctionnement.

L'eau dans les bassins à ciel ouvert subie des fortes évaporations surtout quand il s'agit d'un climat aride ; elle est trop influencée par les variations saisonnières surtout à sa sortie de STEP.

✓ **Lit bactérien**

*a. Définition*

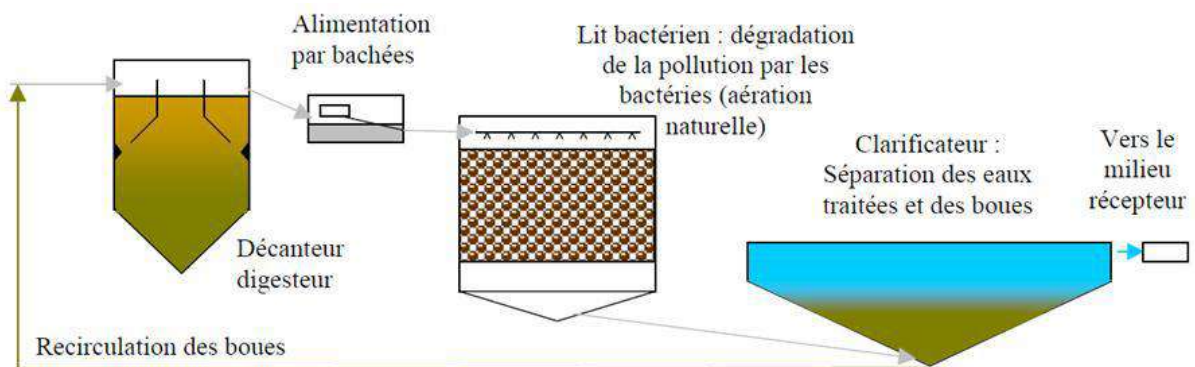
Le lit bactérien est un procédé d'épuration biologique par cultures fixées. C'est un procédé qui sert pour traiter les eaux issues des industries agroalimentaires (Figure I-6).

*b. Principe*

Les eaux usées, préalablement décantées, vont s'écouler sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

L'aération se fait par ventilation naturelle ou forcée à travers la masse filtrante et le transfert d'oxygène se fait à travers le film liquide en ruissellement.

Les bactéries aérobies sont à la surface du film biologique et les bactéries anaérobies sont près du fond (**Berne et Cordonier, 1991**).



**Figure I-6.** Principe du procédé de lit bactérien (Alexandre et *al.*, 1997).

*c. Avantages et inconvénients du procédé*

➤ **Avantages**

Le procédé de lit bactérien est un système qui ne demande pas beaucoup d'entretien et de contrôle et il ne consomme pas beaucoup d'énergie.

Contrairement aux boues activées, le lit bactérien a une faible sensibilité aux variations de charges et aux toxiques.

Une installation de lit bactérien peut être placée en amont d'une station à boue activée afin de déconcentrer les effluents du type agroalimentaire ;

➤ **Inconvénients**

Le lit bactérien, malgré son coût d'investissement important, est un procédé de faibles performances comparé au système de boues activées et il nécessite un dimensionnement assez important pour éliminer l'azote et atteindre des eaux usées satisfaisantes. Son exploitation défectueuse peut être à l'origine de développement des insectes.

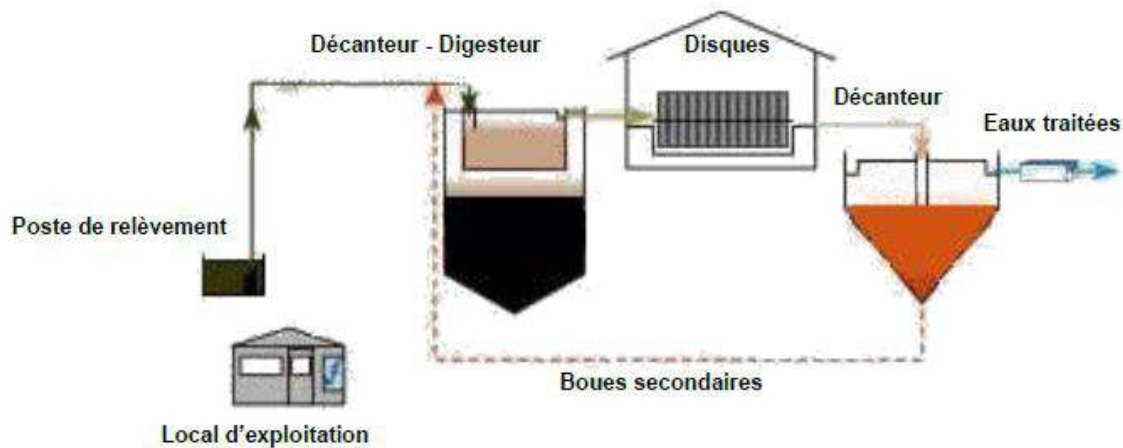
✓ **Disque biologique**

*a. Définition*

Les disques biologiques ou bio-disques sont une filière de traitement biologique aérobie de type à biomasse fixée (Figure I-7).

*b. Fonctionnement*

Les supports de la biomasse épuratrice sont des disques partiellement immergés dans l'effluent à traiter, l'aération dans ce procédé est assurée par le mouvement de rotation des disques. La dégradation de la matière organique se réalise lors de la phase immergée, en absorbant la biomasse qui par la suite va se fermenter en aérobie grâce à l'oxygène atmosphérique. Le biofilm (les boues) en excédent se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée (C.G.S.M., 2014).



**Figure I-7.** Principe de procédé de disque biologique (Alexandre et al., 1997).

**c. Avantages et inconvénients (Service agriculture, eau et transitions. 2018).**

➤ **Avantages**

Le disque biologique ne nécessite pas de grands espaces et des charges financières importantes ; il présente un bon rendement d'élimination de carbone et d'azote organique ; il est facilement adapté au traitement du phosphore et aux variations de charge, notamment organique.

➤ **Inconvénients**

Le système bio-disque est très sensible aux coupures d'électricité de longue durée car elles engendrent une dessiccation de la partie émergée du disque pendant l'arrêt. Pour cela, le système a besoin d'un personnel compétent en électromécanique.

Le système représente une faible élimination l'azote en dimensionnement classique.

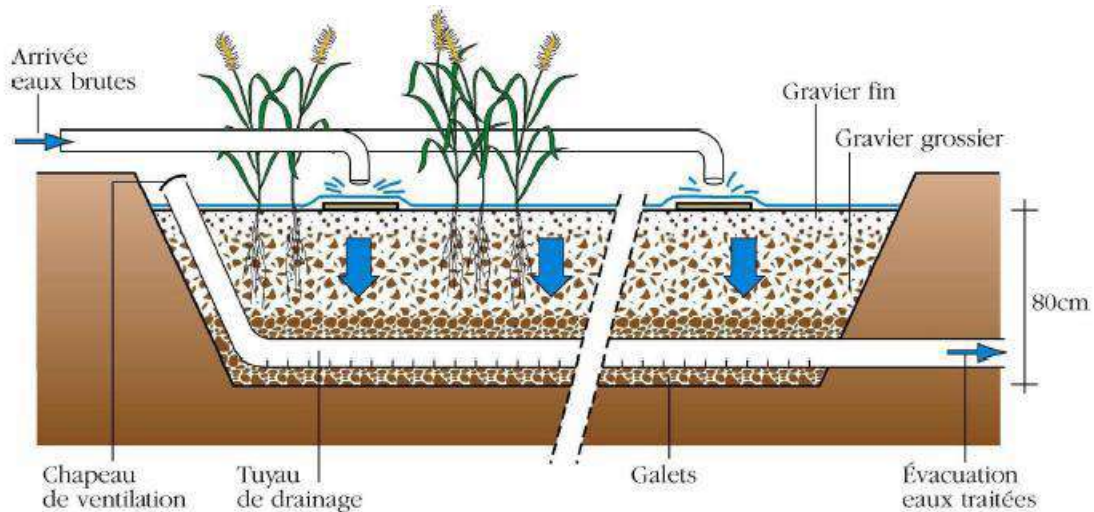
✓ **Filtres plantés**

Dans ce procédé, c'est les plantes et en particulier le roseau qui assurent l'épuration (Brouillet et al., 2008 ; Giroud et al., 2007) suivant deux types d'écoulement : vertical (Figure I-8) ou horizontal (Figure I-9).

**a. Les filtres plantés : écoulement vertical**

Dans ce système le fonctionnement est aérobie avec une infiltration rapide des eaux. L'alimentation est assurée par des apports ponctuels homogènes sur la surface du filtre et la

présence des roseaux favorise l'oxygénation. Habituellement, on utilise deux étages en série, chacun est composé de plusieurs bassins alimentés en parallèle : le 1<sup>er</sup> étage est alimenté pendant 3 jours et demi, puis laissé au repos durant 7 jours ; et le 2<sup>ème</sup> est alimenté pendant 3 jours et demi puis laissé au repos durant 3 jours seulement (Molle, 2003).

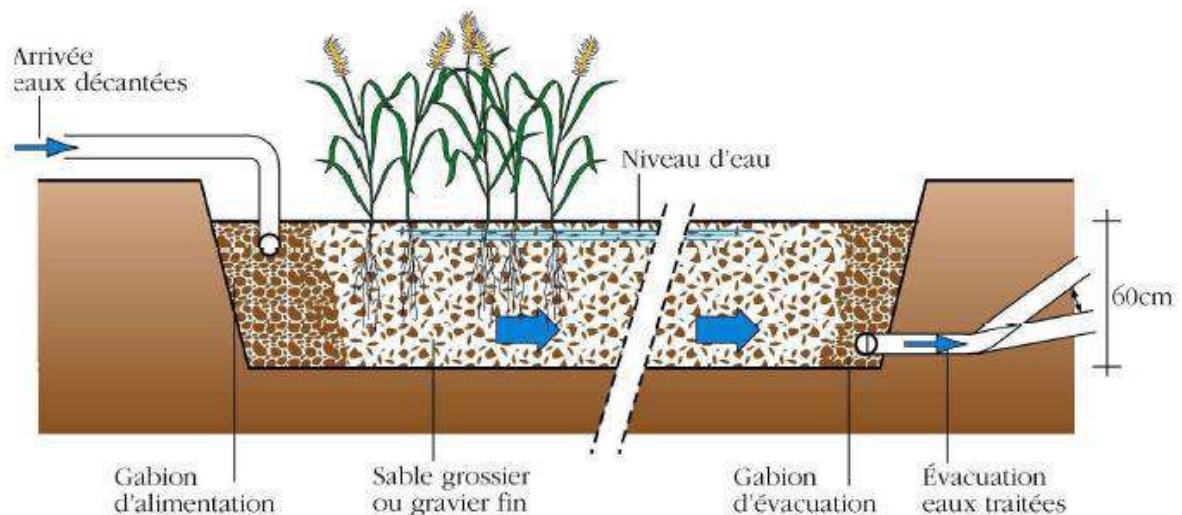


**Figure I-8.** Schéma de principe des filtres plantés à écoulement vertical (GFMTE, 2005).

***b. Les filtres plantés : écoulement horizontal***

Dans cette filière, le massif filtrant est quasi-totalement saturé en eau. La répartition de l'effluent est faite sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système distribution situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens essentiellement horizontal à travers du substrat. Fréquemment, l'alimentation s'effectue en continu car la charge organique apportée est faible.

Il est obligatoire de maintenir le niveau d'eau à environ à 5 cm sous la surface du matériau. En effet, l'eau ne doit pas ruisseler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la chaîne de traitement ; il n'y a donc pas d'eau libre et pas de risque de prolifération d'insectes (Peeters, 2014).



**Figure I-9.** Schéma de principe des filtres plantés à écoulement horizontal (GFMTE, 2005).

**c. Avantages et inconvénients (Poulet et al., 2004)**

➤ **Avantages**

Une installation de filtres plantés à écoulement horizontal n'est pas coûteuse et facile à exploiter et dans une topographie convenable, on n'a pas besoin d'énergie.

Ce système s'adapte bien aux variations saisonnières de population, peut traiter des eaux usées domestiques brutes et a une gestion réduite des boues.

➤ **Inconvénients**

Une STEP de filtres plantés à écoulement horizontal nécessite un entretien permanent des plantes pour assurer leur bon fonctionnement. Sa capacité est limitée à un nombre de 2000 équivalents habitants à cause des questions de l'hydraulique et de coût.

### 8.3. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire est une épuration avancée, complémentaire et finissage qui succède le traitement biologique suivi d'une étape de séparation « solide-liquide ». Le traitement tertiaire peut être de différente nature : la dé-phosphatation, la désinfection, la réduction de l'azote ammoniacal ou encore la réduction de l'azote total.

#### **8.4. Traitement des boues**

La boue est l'un des produits issu de l'opération de traitement. Elle contient entre 90% et 98% d'eau et son traitement se fait classiquement comme suit : épaissement, digestion anaérobie, déshydratation, séchage et valorisation. Les boues sont exploitées en agriculture et en domaine de l'énergétique (**Bassompierre, 2007**). Les grandes quantités de boues sont produites dans des STEP de filière de boues activées.

#### **9. Normes de rejet et de réutilisation des EUE**

L'évacuation des eaux usées épurées dans la nature ou après leur réutilisation ne doivent pas affecter négativement les milieux récepteurs et la santé des êtres humains. Pour cela il est indispensable d'avoir un standard. Ce standard est une détermination technique approuvée par un organisme reconnu de normalisation.

Les normes peuvent avoir une envergure internationale comme elles peuvent être nationales et différentes d'un pays à un autre.

##### **9.1. Normes relatives à l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.)**

Le standard à respecter est représenté par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné qui est dans ce cas la santé des êtres humains. Une récapitulatif de normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé pour les eaux usées est présentées dans le tableau de l'**annexe 1**.

##### **9.2. Normes nationales**

Les normes nationales de rejet et de réutilisation des eaux usées épurées sont des normes qui prennent en considération les aspects techniques (maitrises de fonctionnement, type, nature et qualité des équipements et la qualification de personnel) et environnementaux. Plusieurs lois et décrets sont établis par les autorités algériennes. Il y a le décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet qui est modifié et complété par l'ordonnance n° 96-13 du 15 Juin 1996 du décret réglementant les rejets d'effluents liquides des industriels et le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 qui définit les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. En plus et pour la réutilisation dans les secteur agricole, le législateur algérien a élaborer le décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007 et l'arrêté interministériel du 2 janvier 2012 qui fixent la modalité de réutilisation des eaux usées et la liste des cultures et les conditions de

leur irrigation par les eaux usées épurées. Des récapitulatifs de ces normes sont représentés dans les tableaux de **l'annexe 2**

### **9.3. Normes des eaux usées épurées destinées à l'irrigation recommandées par la FAO**

Vue ses effets directs et indirects sur la santé humaine, les eaux usées épurées destinées à l'agriculture nécessite une réglementation approfondie. En effet, les eaux usées peuvent être à l'origine de contaminations bactériologiques (d'origine fécale en grande partie) et chimiques (présences des métaux lourds) ayant des conséquences redoutables. Pour remédier à ce problème ont établi plusieurs normes qui prennent en compte : le mode de culture, le type d'agriculture, et le risque de contamination. Les différentes normes en relation avec les eaux usées en agriculture sont représentées dans le tableau de **l'annexe 3**.



# **Chapitre II**

## **Région d'étude**

### **1. Situation géographique**

Les trois stations d'épuration (STEP) se trouvent dans deux wilayas : Ouargla (31° 57' 47" nord, 5° 20' 31" est) et Touggourt (33° 06' 00" nord, 6° 04' 00" est). Ces deux wilayas se trouvent au Sahara algérien qui couvre une grande surface (environ 90 %) du pays. En 2018, la population au Sahara était de 3 600 000 habitants (environ 10,5 % de la population algérienne). Ce désert du Sahara est traversé d'« ergs », de « regs » : et de massifs volcaniques dans le grand sud (**Massensen, 2015**).

Au nord du Sahara se trouve l'herbe de la steppe qui se raréfie lentement tandis que les espèces se modifient jusqu'à faire place au reg. Ce dernier ne couvre que 1/5 du Sahara. Le grand erg oriental borde l'oued Righ qui une succession d'oasis. le grand erg occidental est limité à l'Ouest par La vallée de la Saoura. La vallée du M'Zab qui est taillée dans un plateau se trouve entre ces deux grands ergs (**Durand et Tengour, 1982**).

### **2. Climat de la région**

Le climat qui règne au Sahara est un climat désertique chaud. Il est marqué par une sécheresse extrême, des précipitations rares et faibles, de très fortes chaleurs, des températures trop élevées durant presque toute l'année, une irradiation solaire importante avec une durée d'ensoleillement assez longue, très faible humidité et des vents réguliers, calmes et rarement violents.

#### **2.1. Paramètres météorologiques**

##### **2.1.1. Température**

Au Sahara, le climat thermique est relativement uniforme. A partir de la partie septentrionale, on rencontre des étés brûlants qui ne sont guère plus durs que ceux qu'on rencontre dans la partie centrale et même soudanaise (**Ozenda, 1991**).

Il est à noter que la température des couches inférieures de l'atmosphère terrestre étant en grande partie influencée par la température de la surface de la terre. La température de l'air sous abri est influencée par la température de la surface du sol, située au- dessous de l'abri et par celle de l'air libre de même altitude, lequel peut provenir des régions plus ou moins lointaines (**Dubief, 1959**).

La température maximale pour les deux stations de Ouargla et de Touggourt est enregistrée pendant juillet qui est le mois le plus chaud, où les valeurs dépassent les 34°C (Office National de la Météorologie (ONM, 2022)). Pour les minimas, elles sont enregistrées durant le mois de janvier qui est le mois le plus froid, où les températures moyennes de l'air dans les deux wilayas ne dépassent pas les 12°C.

### **2.1.2. Précipitations**

Le Sahara algérien reçoit moins de 200 mm de pluies annuelles (Dubief, 1963). Plus encore que la rareté, l'irrégularité interannuelle des pluies est caractéristique du régime saharien. L'intensité réelle des pluies est comprise entre 0,8 et 1,5 mm/heure, mais des averses violentes peuvent donner des hauteurs d'eau impressionnantes en peu de temps (Dubost, 2002).

Des moyennes des précipitations ont été établies sur 25 ans (1925-1950) par Dubief (1963), ayant montré que les précipitations ne dépassent pas les 40 mm/an à Ouargla et 57 mm/an à Touggourt. Durant les deux dernières décennies et selon l'ONM (2022), les précipitations annuelles enregistrées dépassent légèrement les valeurs suscitées par Dubief.

### **2.1.3. Humidité**

Au Sahara Algérien, l'humidité de l'air est faible et souvent ne dépasse pas les 20% (Monod, 1992). Elle est généralement entre 20% et 30% en été, et s'élève à 50% - 60%, parfois plus au mois de janvier (Ozenda, 1991). Selon l'ONM (2022), dans les deux stations météo de Ouargla et de Touggourt, les valeurs des moyennes annuelles de l'humidité sont respectivement de 42,5% et 46,8%.

### **2.1.4. Vent**

Le vent est un paramètre météorologique très important. Le vent n'affecte pas uniquement la vitesse d'évaporation (Emsalem, 1970; Godard et Tabeaud, 1993) mais il assure le transport de sable dans nos régions sahariennes. Les vents les plus courants dans la région sont ceux qui sont associés à la chaleur le « *Chehili* » ou le *Sirocco*. Selon l'ONM (2022), les vents moyens annuels dans les régions d'étude ne dépassent pas les 4 m/s.

### **2.1.5. Durée d'insolation**

Au sud de l'Algérie, la quantité de lumière solaire est relativement forte. ce qui dessèche l'air et augmente la température (**Ozenda, 1983**). Au Sahara septentrional, l'insolation est très importante et varie assez notablement en fonction de l'année et les périodes de l'année envisagées.

D'après l'ONM (**2022**), la durée moyenne cumulée d'insolation dépassent les 3100 heures par an dans les deux régions de Ouargla et de Touggourt.

### **2.1.6. Evaporation**

Il s'agit d'un élément fondamental de la zone aride chaude. En général, les déserts chauds, surtout subtropicaux dont le Sahara, leur évaporation est considérable et elle est très importante surtout lorsqu'elle est renforcée par les vents chauds. (**Pagney, 1976**). Où l'intensité est fortement renforcée par les vents et notamment ceux qui sont chauds tel que le Sirocco (**Toutain, 1979**). Selon l'ONM (2022), l'évaporation peut dépasser 2500 mm/an dans la région de Ouargla et de Touggourt durant la période estivale et notamment dans le mois de juillet.

## **2.2. Synthèse climatique**

Le climat peut être caractérisé par des indices et des diagrammes climatiques en utilisant les données de température de l'air et des précipitations.

### **2.2.1. Classification de Koppën BWh**

Selon la classification de Koppën BWh, Ouargla a un climat désertique chaud typique du désert du Sahara dans lequel elle se trouve (**Peel et al., 2007**).

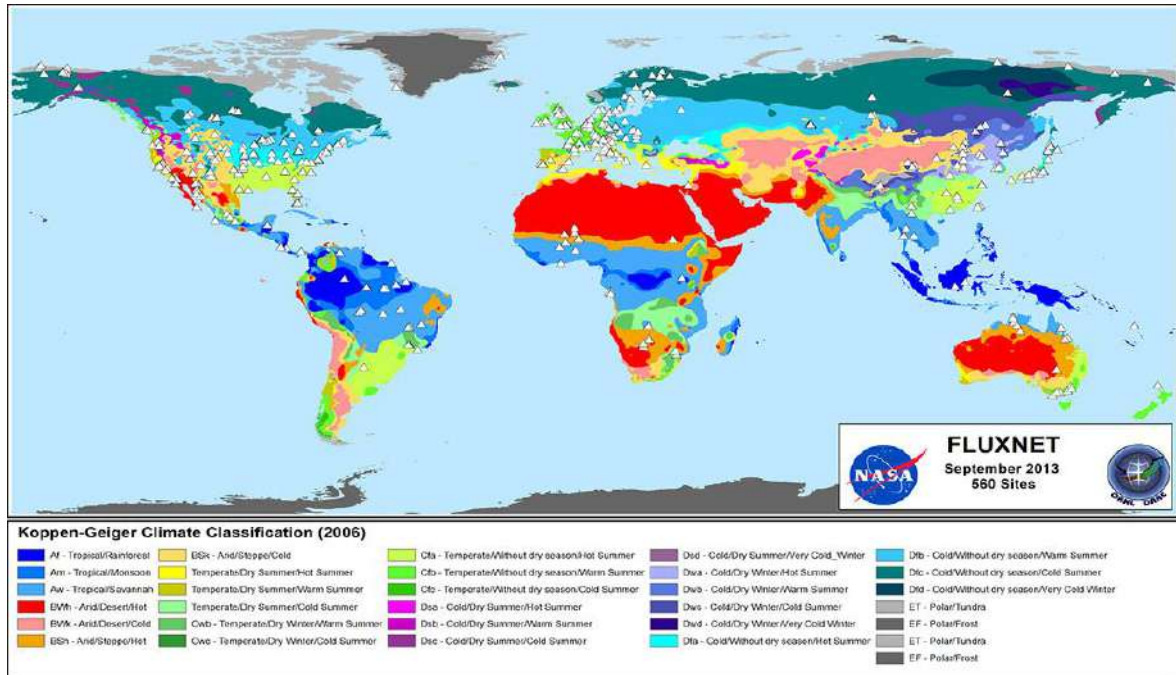


Figure II-1. Classification climatique suivant Köppen (Source FluxNet/NASA 2013)

### 2.2.2. Diagramme Ombrothermique

Selon la figure III-3, Ouargla et Touggourt souffre d'une sécheresse très sévère marquée par des très longues périodes sèches suivant l'indice xérothermique de **Gausse** et **Bagnouls (1957)**.

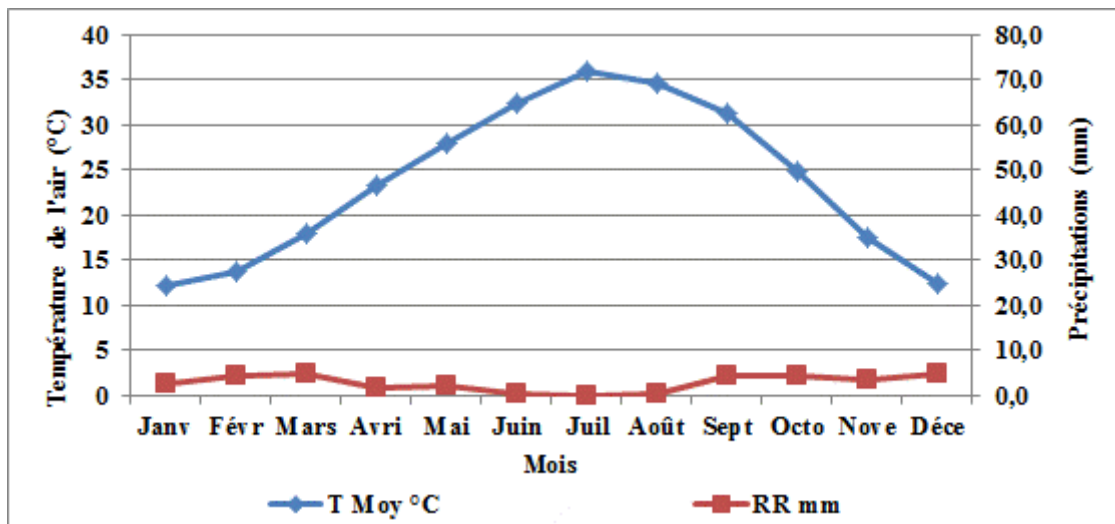
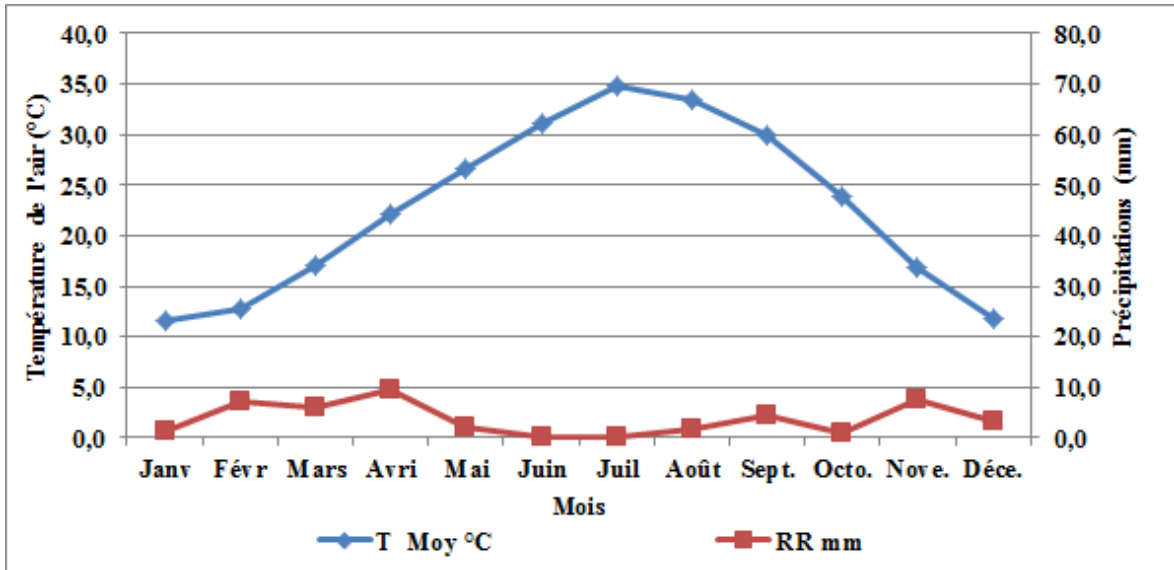


Figure II-2. Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN de la région de Ouargla (2011-2018).



**Figure II-3.** Diagramme Ombrothermique de GAUSSEN de la région de Touggourt (2011-2018).

Les deux régions possèdent des périodes d'année extrêmement chaudes et longues ainsi que d'autres courtes et agréables.

### 2.2.3. Climagramme d'Emberger

Il y a un autre système qui permet la classification du climat des régions, ce système est celui d'Emberger utilisé pour classer les différents climats des régions méditerranéennes (Dajoz, 1985 ; Dajoz, 2003). La classification se fait à l'aide de quotient pluviothermique (Q2) en ordonnées et de la moyenne des températures minimales du mois le plus froid en abscisses. Ce quotient est déterminé par l'expression simplifiée qui suit (Stewart, 1969) :

$$Q2 = (3,43 * P)/(M - m) \text{ (II-1)}$$

Où :

La Moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid en °K est représentée par « m » ;

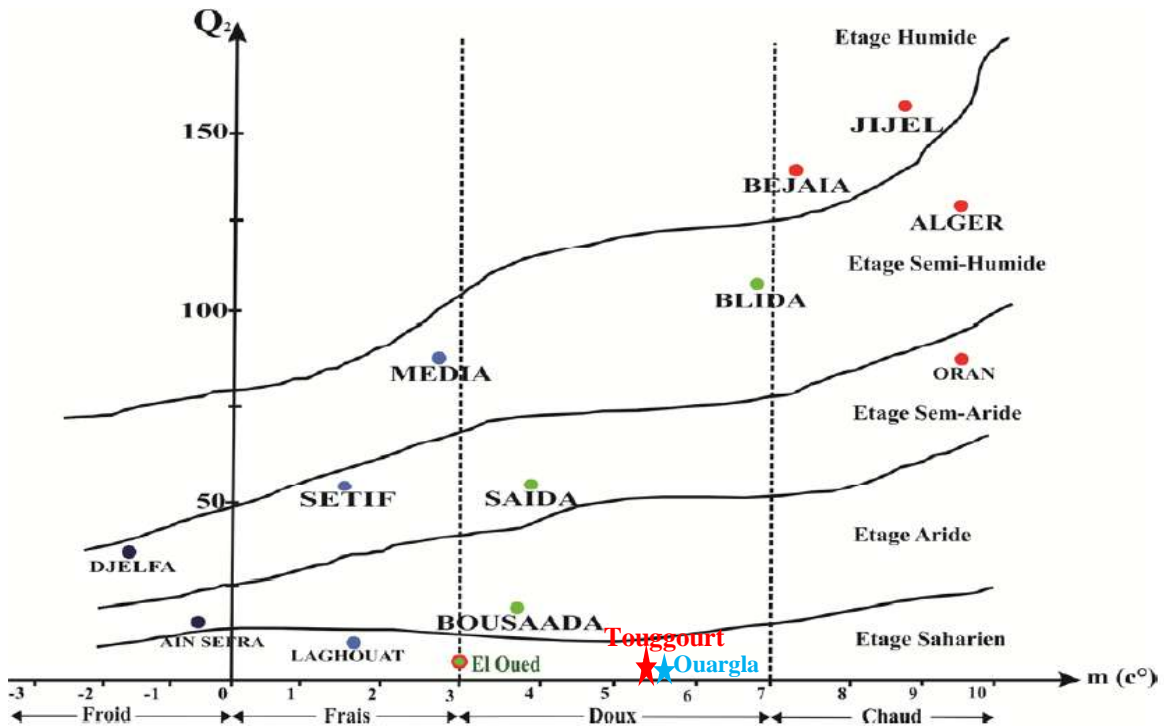
La moyenne des températures maximales quotidiennes du mois le plus chaud en °K est représentée par « M » ; et

La pluviosité moyenne annuelle en mm est représentée par « P »

Le chiffre 3,43 est le coefficient de Stewart établi pour l'Algérie.

D'après les valeurs des paramètres météorologiques de la période 1996 à 2016 on a : La pluviosité = 37,1 mm, M = 317 k°, et m = 277,9 k°

Pour nos régions et durant la période allant de 1996 à 2016,  $Q_2 = 3,3$ . Donc, il s'agit d'un bioclimat hyper aride (saharien) à hiver doux (voir figure II-3 ci-dessous).



**Figure II-4.** Climagramme pluviométrique d'Emberger

#### 2.2.4. Indice d'aridité

Le climat de la région d'étude est pratiquement aride, pauvre en pluviosité et fréquemment avec un ciel dégagé. Cette aridité est calculée par une expression qui permet de connaître l'intensité d'aridité. Cette intensité est dite « Indice d'aridité » ou encore « indice de Martonne) et elle est déterminé par la formule suivante :

$$I = \frac{P}{10+T} \quad (\text{II-2})$$

Où :

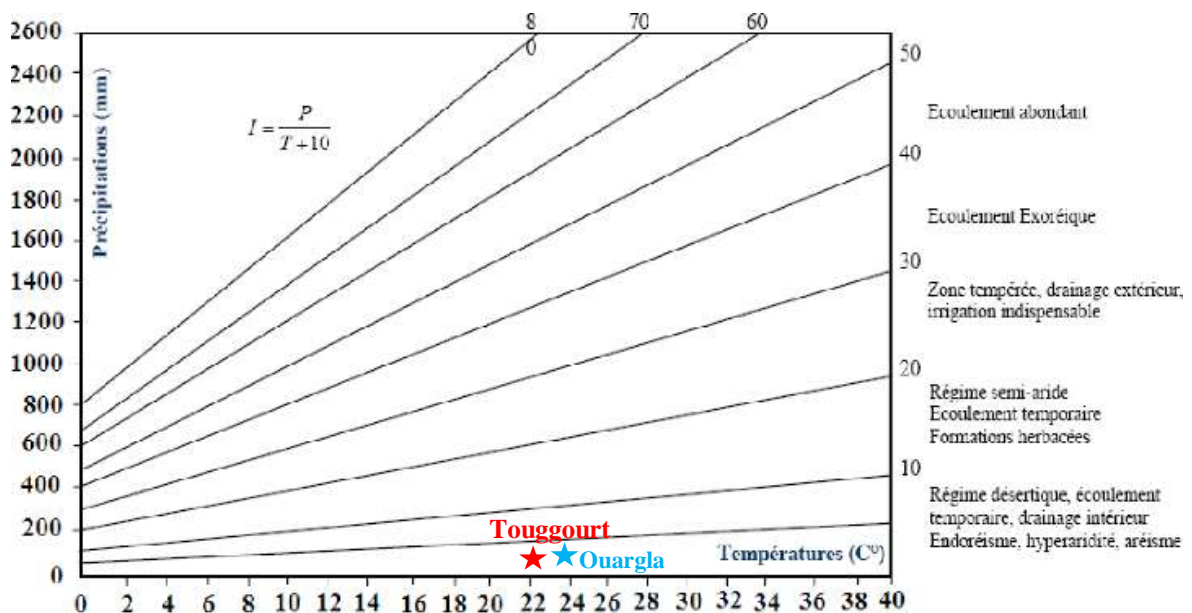
Le total annuel des pluies en mm est représenté par « P » ; et

La moyenne annuelle des températures en °C est représentée par « T »

**Tableau II-1.** Valeurs de l'Indice d'Aridité DE MARTONNE

Valeur de IDM	Type de Climat	Signification
$I < 5$	Saharien (Hyperaride)	Desert sans culture
$5 < I < 10$	Désertique (Aride)	Désert et steppe ; aucune culture sans irrigation
$10 < I < 20$	Steppique (Semi-Aride)	Formation herbacées, steppes ou savanes
$20 < I < 30$	Semi-Humide	Prairie naturelle ; irrigation généralement non nécessaire
$30 < I < 40$	Tempéré (Humide)	Les arbres jouent un rôle de plus en plus grand dans le paysage
$I > 40$	Himide	La forêt est partout la formation climatique

Source : Lebourgeois F., 2010



**Figure II-5.** Diagramme de l'indice d'Aridité de DE MARTONNE

En se référant au tableau II-1 et à la figure II-4, le climat des deux régions est de type Saharien.

### 3. Ressources en eau

Les deux wilayas de notre étude se trouvent au Sahara septentrional où les formations géologiques contiennent, en plus de la nappe superficielle, deux grands réservoirs souterrains : le Continental Intercalaire et le Complexe Terminal. Ce dernier contient deux formations aquifères distinctes : la première est contenue dans les sables du Mio-Pliocène qui était la source de la création de l'oasis (Moulias, 1927), tandis que la seconde se



trouve dans l'Éocène inférieur et le Sénonien supérieur. L'exploitation de cette dernière remonte seulement à 1953 (**Idder, 2007**).

Selon Bel (1969), la plupart des puits étaient jaillissants, au 19<sup>ème</sup> siècle, et leur niveau hydrostatique se situait à plus de 5 m au-dessus du niveau du sol.

A Ouargla et d'après **Tabouche et Achour (2004)**, les eaux dans le complexe terminal sont très dure (dépasse 54 °F) avec une minéralisation élevée qui souvent dépasse celle de l'O.M.S (1500 mg/l).

#### **4. Présentation des stations d'épuration étudiées**

Actuellement, il y a 05 STEP dans notre région: trois à Ouargla (une de lagunage aéré et deux de lits plantés) et deux à Touggourt (une de boues activées et une autre de lits plantés). Ces stations sont sous la tutelle de l'office nationale de l'assainissement (ONA). Dans cette étude nous avons choisi trois différents types de stations (lagunage aéré, boue activée et phyto-épuration).

##### **4.1. STEP de lagunage aéré de Saïd Otba –Ouargla-**

Le projet de la STEP de lagunage aéré de Saïd Otba a été lancé par le gouvernement algérien pour lutter contre la remontée des eaux de l'aquifère libre et afin de protéger la ville de Ouargla.

##### **a. Présentation**

Le procédé biologique adopté dans la STEP de la ville de Ouargla est celui de lagunage aéré. Elle est conçue pour épurer un volume d'eau usée rejeté par 400 000 équivalents habitants (EH) pour l'horizon de 2030. La station d'une superficie de 80 ha est implantée dans un site qui répond aux exigences foncières et d'assainissement (voir figure II-5).



**Figure II-6.** STEP de Ouargla.

D'après la figure II-6, la station comporte :

- Trois étages de lagunes avec les caractéristiques représentées dans les tableaux II-2, II-3 et II-4 suivants :

**Tableau II-2.** Les caractéristiques de 1<sup>er</sup> étage (lagunes d'aération), (ONA, 2009)

Nombre de bassin	04
Volume total des bassins	340 800 m <sup>3</sup>
Volume / bassin	85 200 m <sup>3</sup>
Surface totale des bassins	9,6 ha
Surface / bassin	2,4 ha
Profondeur des bassins	3,5 m
Nombre d'aérateur / bassin	12
Temps de séjour	07 jours

**Tableau II-3.** Les caractéristiques de 2<sup>ème</sup> étage (lagunes d'aération), (ONA, 2009)

Nombre de bassin	02
Volume total des bassins	227 200 m <sup>3</sup>
Volume / bassin	113 600 m <sup>3</sup>
Surface totale des bassins	8,2 ha
Surface / bassin	4,1 ha
Profondeur des bassins	2,8 m
Nombre d'aérateur /bassin	07
Temps de séjour	05 jours

**Tableau II-4.** Les caractéristiques de 3ème étage (lagunes de finition), (ONA, 2009)

Nombre de bassin	02
Volume total des bassins	148 054 m <sup>3</sup>
Volume par unité de bassin	74 027 m <sup>3</sup>
Surface totale des bassins	14,6 ha
Surface par unité de bassin	7,3 ha
Profondeur des bassins	1,5 m
Nombre d'aérateur par bassin	00
Temps de séjour	02 à 04 jours

- ✓ 11 lits de séchage qui servent à sécher à l'air libre les boues décantées au fond des lagunes. Ce sont des bassins recouverts de couches successives qui sont disposées comme suit : géo-membrane, géotextile, couche de gros gravier, couche de gravier fin et couche de sable.

**b. Fonctionnement de l'installation**

Dès leur arrivée à la STEP, les eaux usées brutes sont refoulées par 05 stations de refoulement qui débouchent dans un regard de dégazage pour assurer une oxygénation naturelle. Cette étape permet d'évacuer le H<sub>2</sub>S qui se forme en absence d'oxygène dans les conduites de refoulement.

Par la suite, les eaux brutes rentrent dans un canal qui regroupe les équipements de prétraitement (de dégrillage et de dessablage). Les débits sont mesurés d'une façon continue à l'entrée et à la sortie par un canal venturi associé à une sonde ultrason de mesure de la hauteur d'eau en amont

Avant leur acheminement vers les lagunes du premier étage, les eaux passent par l'ouvrage de répartition. Ce partage est assuré par 06 seuils déversant identiques de 1,5 m de largeur, munis de batardeaux pour pouvoir mettre n'importe quelle lagune hors service.

Dans les bassins d'aération du premier étage, les aérateurs superficiels assurent l'oxygénation qui favorise le développement des bactéries responsables de dégradation de la matière organique et assimilation des nutriments.

La liaison entre le répartiteur et les lagunes de 1<sup>er</sup> étage est assurée par une canalisation gravitaire fabriquée en béton et la liaison entre les deux lagunes d'étages différents est assurée par un canal revêtu d'un géo-membrane de type Polyéthylène Haute

Densité afin de faciliter l'assemblage et d'éviter les infiltrations. Actuellement, il n'y a seulement deux lagunes qui sont en service au niveau de cet étage.

En cours de traitement, les eaux transitent gravitairement des lagunes de 1<sup>er</sup> étage vers les lagunes d'aération de 2<sup>ème</sup> étage où le nombre d'aérateurs diminue et la surface totale des bassins est plus petite par rapport à celle des bassins de 1<sup>er</sup> étage. Actuellement, au niveau de cet étage, il y a qu'une seule lagune qui fonctionne.

Après leur sortie des lagunes aérées du 2<sup>ème</sup> étage, les eaux se dirigent vers les lagunes de finitions. Dans ces dernières, s'effectue l'opération de séparation physique d'eau épurée et de la boue biologique. Cette boue est formée après une lente agglomération des MES. Jusqu'à présent, il y a qu'une seule lagune qui fonctionne au niveau de cet étage dans la STEP de Ouargla.

Afin d'éviter les odeurs et la dégradation des performances de la STEP, les lagunes des deux premiers étages doivent être curée d'une façon régulière. En général, dans la STEP le curage se fait dès que le volume des boues arrive à 25% du volume total de la lagune.

C'est à travers des conduites flexibles que se fait l'acheminement des boues du fond des lagunes vers les lits de séchage.

### **4.2. STEP à boue activée de Touggourt**

#### **a. Présentation**

La STEP à boue activée de la wilaya de Touggourt est située à Ben Yassoued dans la municipalité de Tebesbest (figure II.7). Elle occupe une superficie de 5 hectares. Sa mise en service était en novembre 1993 et réhabilitée en 2004. Actuellement, elle traite une partie des rejets d'eaux usées déversées par la grande ville de Touggourt avec une capacité de 62 500 EH (S.T.E.P Touggourt, 2008).



**Figure II-7.** STEP de Touggourt

Le tableau II-5 représente les caractéristiques des différentes parties de la STEP de Touggourt.

**Tableau II-5.** Les caractéristiques de la STEP de Touggourt (ONA, 2007)

Nombre de bassins d'aération	02
Capacité totale des bassins	14.400 m <sup>3</sup>
Capacité par bassin	7.200 m <sup>3</sup>
Nombre d'aérateurs	02
Nombre de décanteurs (D=24m)	02
Nombre Epaisseur de boues (D=10)	01
Nombre de vis d'Archimède	02
Nombre de lits de séchage	16
Capacité totale des lits de séchage	3.200 m <sup>2</sup>

**b. Fonctionnement de la STEP**

A suite de leur prétraitement (dégrillage, dessablage et déshuilage), les eaux usées passent dans deux bassins d'aérations qui fonctionnent en parallèle pour dégrader la matière organique. Après, les eaux rentrent dans les décanteurs pour la clarification. La boue décantée issue des clarificateurs est introduite dans l'épaisseur pour un séjour maximum de trois jours. Ensuite, la boue fait son retour à l'aide de 02 vis d'Archimède à débit unitaire de 500 l/s. Enfin, la boue prend son chemin ver les lits de séchage. Pour l'eau

épurée, elle est soit rejetée dans le canal de Oued Righ ou acheminée pour irriguer la palmeraie.

### **4.3. STEP à lits plantés de Témacine**

#### **a. Présentation**

La STEP à lits plantés de Témacine ou encore appelée « Waste Water Gardens » (WWG) est réalisée pour traiter 15 m<sup>3</sup> d'eaux principalement fécales par jour, correspondant à la production de 100 personnes environ à raison de 150 l/personne/jour. Elle se trouve au voisinage du vieux Ksar de Témacine (voir figure II-8).

La surface totale du bassin de traitement est de 400 m<sup>2</sup> pour un volume de gravier d'environ 260 m<sup>3</sup> et un volume d'eau de 88 m<sup>3</sup>. L'épaisseur de gravier dans le bassin est de 0,70 m. L'eau est déversée dans le gravier sans atteindre une épaisseur qui ne dépasse pas les 60 cm.

Dans ses débuts, la STEP de Témacine comptait environ 941 plantes reconnues pour leurs capacités à vivre dans un milieu saturé d'eau telles que : Laurier rose, Hibiscus, Cana, Papyrus, Grenadier, Jonc.



**Figure II-8.** STEP de Témacine

#### **b. Fonctionnement de la STEP**

Les eaux usées de la STEP sont collectées de deux sources : le vieux Ksar de Témacine et depuis la station de refoulement à proximité de l'espace réservé pour la station WWG à

l'aide d'une pompe, (ONA, 2007). Les eaux de ces deux sources se rencontrent dans un regard puis s'écoulent par gravité vers la fosse septique.

Les eaux sortantes de la fosse septique sont ensuite acheminées vers le bassin des plantes (environ 400 m<sup>2</sup>) pour être traitée qui a une forme lunaire. L'épaisseur d'eau dans le bassin ne doit pas dépasser les 60 cm comme suscité. Les eaux ruissellent à travers la couche de gravier pour atteindre les racines des espèces végétales pour se nourrir d'éléments nutritifs de l'eau.

Après leur traitement dans le bassin les eaux se déversent dans un boîtier de contrôle, connecté directement à une zone de drainage souterrain de 468 m<sup>2</sup> de surface avec une pente de 0,3 %.

En cas de dysfonctionnement ou de saturation du réseau de drainage, l'évacuation des eaux se fait à travers un tube de sécurité placé dans le boîtier de contrôle vers le canal avoisinant (ONA, 2007).

# **Chapitre III**

## **Matériels et méthodes**



### **1. Prélèvement des échantillons**

L'opération de prélèvement d'un échantillon d'eau est délicate. Pour cela, un grand soin doit être apporté pour avoir des résultats plus corrects et faire une bonne interprétation.

Aussi, l'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (**Rodier, 2005**).

Afin de réaliser les différentes analyses dans le but d'évaluer les performances des procédés, des prélèvements des échantillons d'eau avant et après le traitement ont été effectués au niveau des différentes stations d'épuration étudiées.

L'ensemble des analyses est effectué au niveau des laboratoires d'analyses des deux stations de Touggourt et de Ouargla.

### **2. Paramètres physiques**

#### **2.1. Température de l'eau**

C'est un paramètre très important à définir pour connaître le comportement des êtres et des microorganismes aquatiques. La température de l'eau affecte la solubilité des sels et des gaz, la conductivité électrique et les variations du pH (**Ladjel et Bouchefer, 2005**).

Dans notre étude, la mesure des températures de l'eau à l'entrée et à la sortie des différentes STEP sont mesurées par des sondes de multi-paramètres.

#### **2.2. Le pH**

Il représente l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. D'après la littérature, le pH des eaux usées domestiques sont généralement entre 6 et 9 (donc des eaux neutres à basiques). Ces eaux donc n'influent pas sur le pH du milieu récepteur. Il faut noter que ceci n'est pas le cas pour les effluents industriels qui constituent un facteur très important dans la modification de la valeur de pH (**Rodier, 2005**).

Durant nos travaux de recherche, les valeurs de pH étaient mesurées par une sonde de pH-mètre d'un multi-paramètre.

### 2.3. Salinité

La concentration en sels est donnée par :

- Salinité : exprimé en mg/L ou ppm qui sont généralement, des composés de sels inorganiques (tels que le chlorure, le calcium, le magnésium, le potassium, le sodium, les bicarbonates et les sulfates) et de sels organiques dissouts dans l'eau (**Zhang, Zhang, Huang, & Gao, 2017**).
- La CE (Conductivité électrique) exprimée en ds/m.

Les deux paramètres ont été mesurés par un multi-paramètre qui donne directement la valeur de salinité en mg/L, ou celle de la Conductivité électrique (et parfois l'aide d'un conductimètre).

Les plans d'eau naturels contiennent généralement un certain niveau de salinité, mais les activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation, les applications de sel de déglacage et l'exploitation minière peuvent aggraver considérablement le niveau de TDS dans les eaux de surface et souterraines (**Canedo-Arguelles et al., 2013; Steele & Aitkenhead-Peterson, 2011**). Cet excès de TDS peut être toxique pour de nombreux organismes aquatiques comme les poissons, les insectes, les amphibiens et les macro-invertébrés.

### 2.4. Oxygène dissous

Toujours présent dans l'eau, l'oxygène est un élément essentiel pour les activités des bactéries. Sa solubilité dépend de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité et sa détermination a été faite à l'aide d'une sonde de multi-paramètres.

## 3. Paramètres de pollution

### 3.1. Matières En Suspension (MES)

Le dosage des MES dans l'eau est réalisée par deux méthodes :

#### a. Par filtration

Cette méthode est dite aussi gravimétrique. Elle se repose sur le calcul de la masse des matières sèches qui résultent de la séparation des MES de l'eau ensuite sa déshydratation à 105°C.

La teneur en MES est déterminée à partir de l'expression suivante :

$$MES = 1000(b - a)/V$$

Où

b : la masse du filtre après filtration (mg)

a : la masse du filtre avant filtration (mg)

V : le volume de l'échantillon (ml).

#### **b. Par centrifugation (NFT 90-105-2)**

Le principe est de séparer les matières en suspension dans l'eau par centrifugation. Un échantillon d'eau homogène subi une rotation à une grande vitesse. Par centrifugation, les particules solides se rassemblent dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce dernier est lavé puis récupéré et séché à une température de 105°C. Le résidu sec obtenu est ensuite pesé.

La teneur en matières en suspension est déterminée à partir de la formule suivante :

$$MES = 1000(M1 - M0)/V$$

Où

M1 : la masse de la capsule contenant l'échantillon après étuvage à 105°C (mg) ;

M0 : la masse de la capsule vide (mg) ; et

V : représente le volume de la prise d'essai.

Dans notre cas nous avons travaillé avec la méthode de centrifugation.

#### **3.2. Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

La demande biologique en oxygène est une mesure de la consommation d'oxygène dissous d'un effluent après cinq jours d'incubations à 20 °C. La consommation d'oxygène de l'échantillon résulte de la dégradation des particules organiques et de l'oxydation des particules inorganiques comme les sulfures, les ions ferreux et les différentes formes de composés azotés.

Pour cela il y a deux modes de détermination: le première (applicable pour les eaux usées) est par dilution et ensemencement avec apport d'allylthio-urée (ATU) (**norme NF EN 18991**) et le deuxième (applicable aux eaux naturelles superficielles) pour des échantillons non dilués

(norme NF EN 1899-2). Dans les STEP des deux régions (Ouargla et Touggourt), on adopte la première méthode.

### 3.3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

Sa détermination comprend deux étapes :

**1<sup>ère</sup> étape** : c'est étape d'oxydation chimique de la matière organique réductrice contenue dans l'eau, par un excès de dichromate de potassium. ( $K_2Cr_2O_7$ ).

Cette oxydation se réalise en milieu sulfurique ( $H_2SO_4$ ), en présence de sulfate d'argent ( $Ag_2SO_4$ ) et de sulfate de mercure ( $HgSO_4$ ), à ébullition à reflux pendant 1h30 dans un ballon muni d'un réfrigérant.

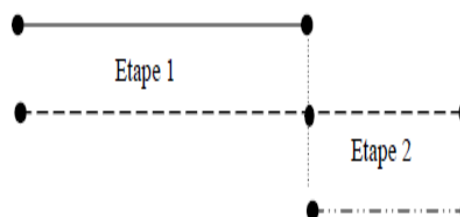
**2<sup>ème</sup> étape** : après refroidissement, dosage de l'excès de dichromate de potassium par le sel de Mohr.

Les étapes 1 et 2 peuvent se schématiser ainsi : il s'agit d'un dosage dit indirect (en excès).

Eau à analyser (Matières organiques) :

Oxydant en excès :  $Cr_2O_7^{2-}$

Dosage de l'excès par le Sel de Mohr :  $Fe^{2+}$



Ce protocole est extrait de la norme **NF T 90-101**. La norme fixe la limite de la DCO à 300 mg.L-1 pour les eaux rejetées par les STEP.

### 4. Pollution azotée

Nous avons quantifié trois formes d'azote (Ammonium, Nitrites et Nitrates), elles sont dosées, à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR/2000 ou DR/3900, qui donne par lecture directe, les concentrations de chaque élément.

### 5. Pollution phosphorée

Dans les eaux résiduaires domestiques à pH de l'ordre de 7,5, la forme prédominante de phosphore est l'orthophosphate ( $PO_4^{3-}$ ) (**HURWITZ et al, 1980**) ; elle est ainsi dosée par un spectrophotomètre UV visible de type DR /2000 ou DR/ 3900

## **6. Paramètres bactériologiques**

Une analyse bactériologique a pour objectif de rechercher et de dénombrer les germes existant dans les échantillons d'eau à analyser.

Il est à noter qu'un examen bactériologique ne peut être interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis en évitant toutes les contaminations accidentelles. En plus, cet échantillon doit être correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes (**Rodier, 2005**).

A cause de la diversité des espèces bactériennes, virales et parasitaire, des germes test sont analysés pour déterminer l'aspect microbiologique de ces eaux.

L'analyse microbiologique de l'eau se fait pour la recherche et le dénombrement, à l'entrée et à la sortie des STEP, des paramètres suivants :

- ✓ Germes totaux ;
- ✓ *Coliformes* totaux et fécaux ;
- ✓ *Streptocoques* totaux et fécaux; et
- ✓ *Clostridium sulfito-réducteurs*.
- ✓ *Escherichia coli*.

### **6.1. Recherche et dénombrement des germes totaux**

Les micro-organismes reviviscibles se définissent, suivant les normes internationales, comme étant la totalité des bactéries, levures et moisissures capables de former des colonies dans ou sur le milieu de culture spécifié dans les conditions d'essai décrites.

#### **a. Mode opératoire**

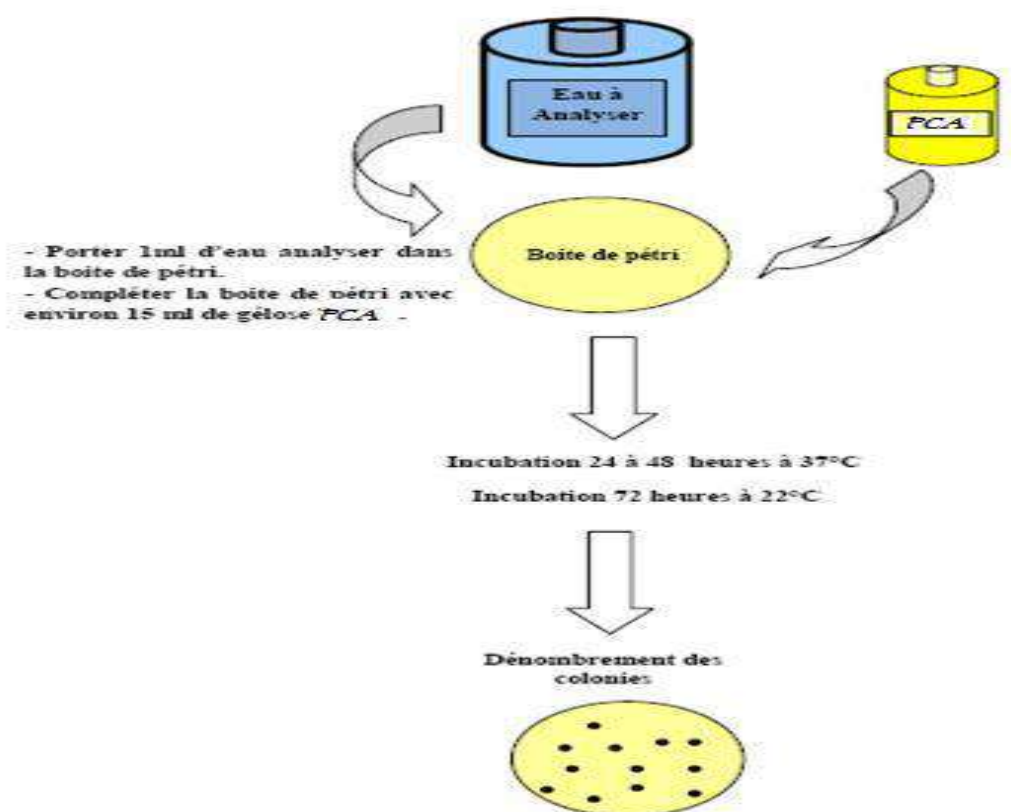
On met 2 fois 1 ml de l'eau à analyser dans deux boîtes de Pétri vides préparées à cet usage et numérotées (figureIII-1). Ensuite, nous ajoutant dans chacune des boîtes environ 15ml de gélose PCA et nous mélangeons le tous avec précaution en mouvement rotatoire puis nous les laissons solidifier.

### **b. L'Incubation et lecture**

Les boîtes par la suite sont renversées et incubées. Une à une température de 37 °C pendant 24 h à 48 h et une autre à 22 °C pendant 72 h. La lecture se fait après chaque 24h et nous calculons le nombre de colonies formées dans un millilitre d'échantillon.

### **c. L'Expression des résultats**

Les valeurs des résultats sont exprimés en nombre de germes par 1 ml (Germe/1ml).



**Figure III-1.** Recherche et dénombrement des germes totaux dans l'eau

## **6.2. Recherche et le dénombrement des coliformes en milieux liquides (Méthode de NPP)**

### **a. Test de présomption**

Nous portons aseptiquement à partir de l'eau à analyser :

- 3 x 10 ml dans 3 tubes qui contiennent 10 ml de milieu BCPL D/C muni d'une cloche de Durham.

- 3 x 1ml dans 3 tubes qui contiennent 10 ml de milieu BCPL S/C muni d'une cloche de Durham.
- 3 x 0,1ml dans 3 tubes qui contiennent 10 ml de milieu BCPL S/C muni d'une cloche de Durham (figure III-2).

Expulsez le gaz présent dans les cloche et bien mélanger le milieu avant d'incuber le tous à une température de 37 °C pendant 24 à 48 heures.

Les tube qui seront considérés comme positif + c'est ceux qui présentent à la fois :

- Echappement du gaz (supérieur au 1/10 de la hauteur de la cloche).
- Existence d'un trouble microbien accompagné d'un virage du milieu au jaune.

C'est selon les prescriptions de la table de Mac Grady NPP que la lecture finale est faite.

#### **b. Test de confirmation**

C'est un test aussi dit de Marc Kenzie et il est basé sur la recherche de coliformes fécaux parmi lesquels on redoute surtout la présence d'*Escherichia Coli*.

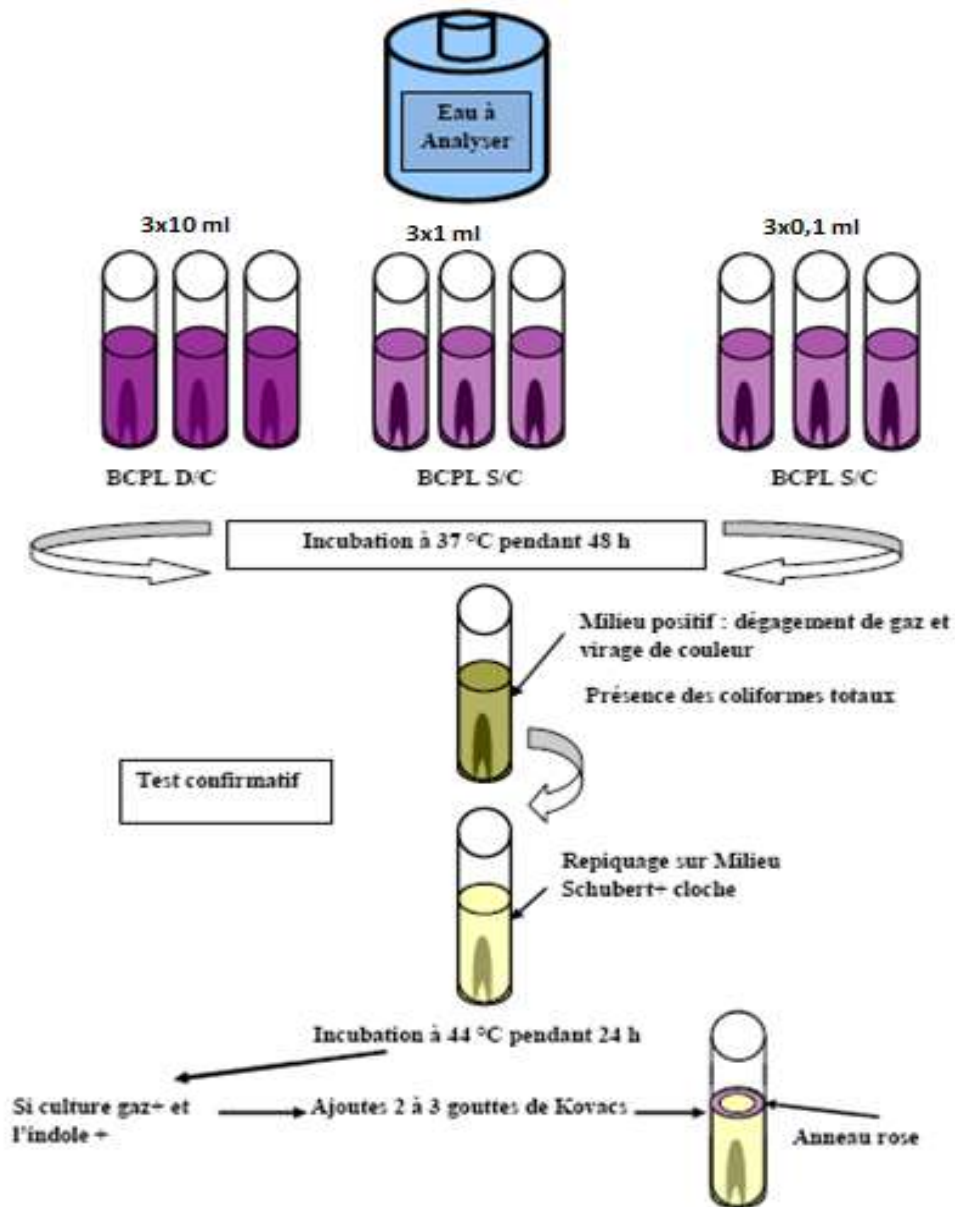
Après l'agitation, nous prélevons de chaque tube de BCPL positifs quelques gouttes à l'aide d'une pipette Pasteur pour faire le repiquage dans un tube contenant le milieu Schubert muni d'une cloche (figure III-2). Il faut chasser le gaz présent éventuellement dans les cloches et bien mélanger le milieu qui doit être incubé à 44 °C pendant 24 h.

#### **c. Lecture**

Les tubes qui seront considérés comme positif c'est ceux qui présentent à la fois:

- Echappement du gaz (supérieur au 1/10 de la hauteur de la cloche).
- Formation d'un anneau rouge ou rose en surface, témoin de la production d'Indole par *Escherichia Coli* après adjonction de 2 à 3 gouttes du réactif de Kovacs.

La lecture finale se fait selon les prescriptions de la table de Mac Grady NPP.



**Figure III-2.** Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux dans l'eau

### 6.3. Recherche des Streptocoques fécaux en milieu liquide

#### a. Test de présomption :

Portez aseptiquement à partir de l'eau à analyser :

- 3 x 10 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu ROTHE D/C (double concentration);
- 3 x 1 ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu ROTHE S/C (simple concentration);
- 3 x 0.1ml dans 3 tubes contenant 10 ml de milieu ROTHE S/C (figure III-3).
- ✓ Bien mélanger le milieu et l'inoculum.
- ✓ L'incubation se fait à 37 °C pendant 24 à 48 heures.



**b. Lecture**

Les tubes positifs sont:

- Ceux avec un trouble microbien accompagné d'un virage du milieu pendant cette période sont présumés contenir un streptocoque fécal.
- Ceux où la lecture finale se fait selon les prescriptions de la table du NPP.

**c. Test de confirmation**

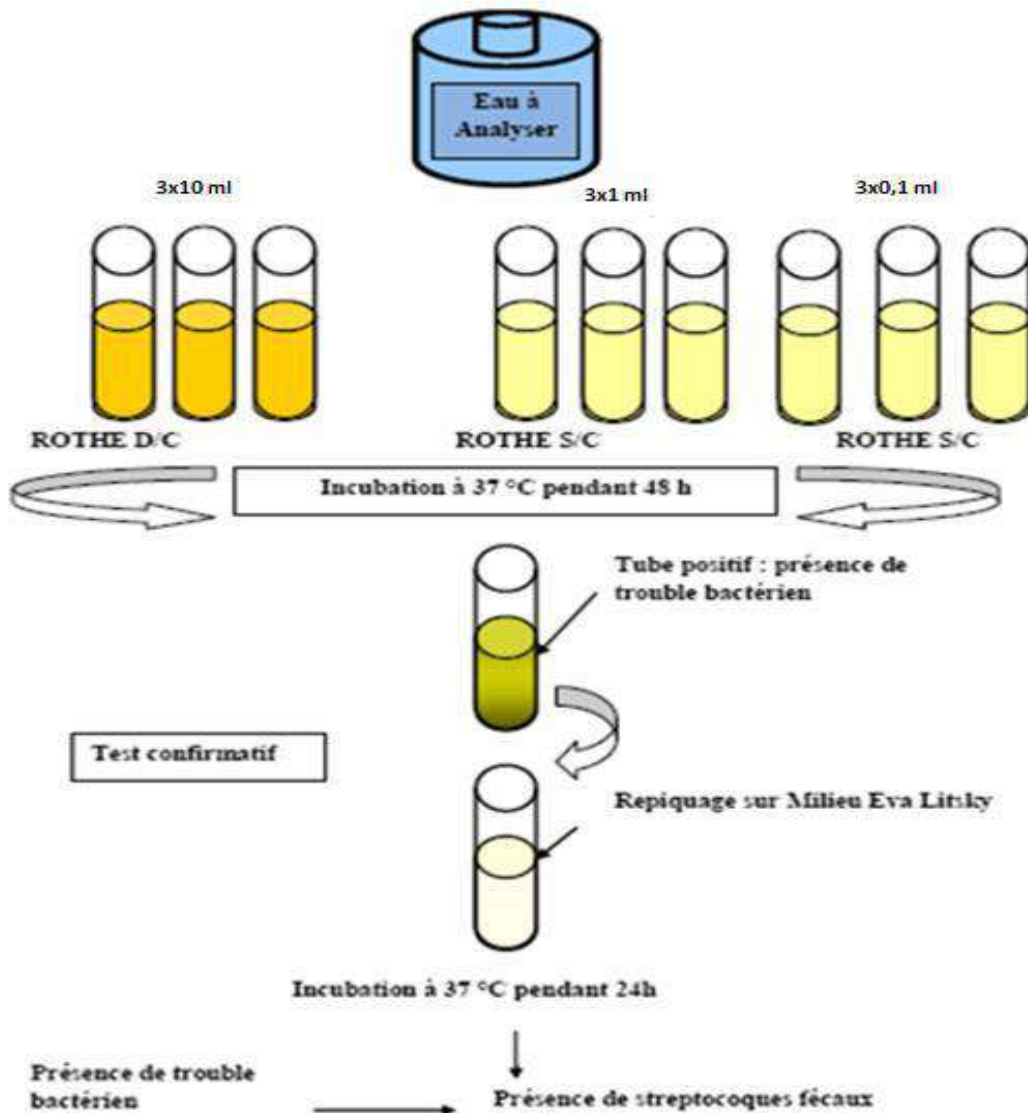
Il est basé sur la confirmation des Streptocoque fécaux éventuellement présents dans le test de présomption. Après l'agitation, on prélève de chacun des tubes de ROTHE positifs quelques gouttes à l'aide d'une pipette Pasteur pour les repiquer dans un tube contenant le milieu LITSKY EVA (figure III-3). Après un bon mélanger de milieu le tous est incubé à 37°C pendant 24 heures.

**d. Lecture**

Les tubes positifs présentant à la fois :

- Une présence d'un trouble microbien.
- Une présence d'une pastille violette (blanchâtre) au fond des tubes.

Pour la lecture finale, elle se fait selon les prescriptions de la table du NPP et le nombre de streptocoque fécaux est par 100 ml de l'eau analysé.



**Figure III-3.** Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux dans l'eau

#### **6.4. Recherche et dénombrement des Clostridium Sulfito-Réducteurs**

Pour commencer, 1 ml de l'échantillon à analyser est porté dans chacun des deux tubes (figure III-4), par la suite ces tubes sont chauffés à 80°C, pendant 10 minutes puis refroidis brutalement sous l'eau. Pour éliminer la forme végétative et garder uniquement la forme sporulée des bactéries Sulfito-Réducteurs, les deux tubes subissent un choc thermique par un réchauffement par les eaux de robinet.

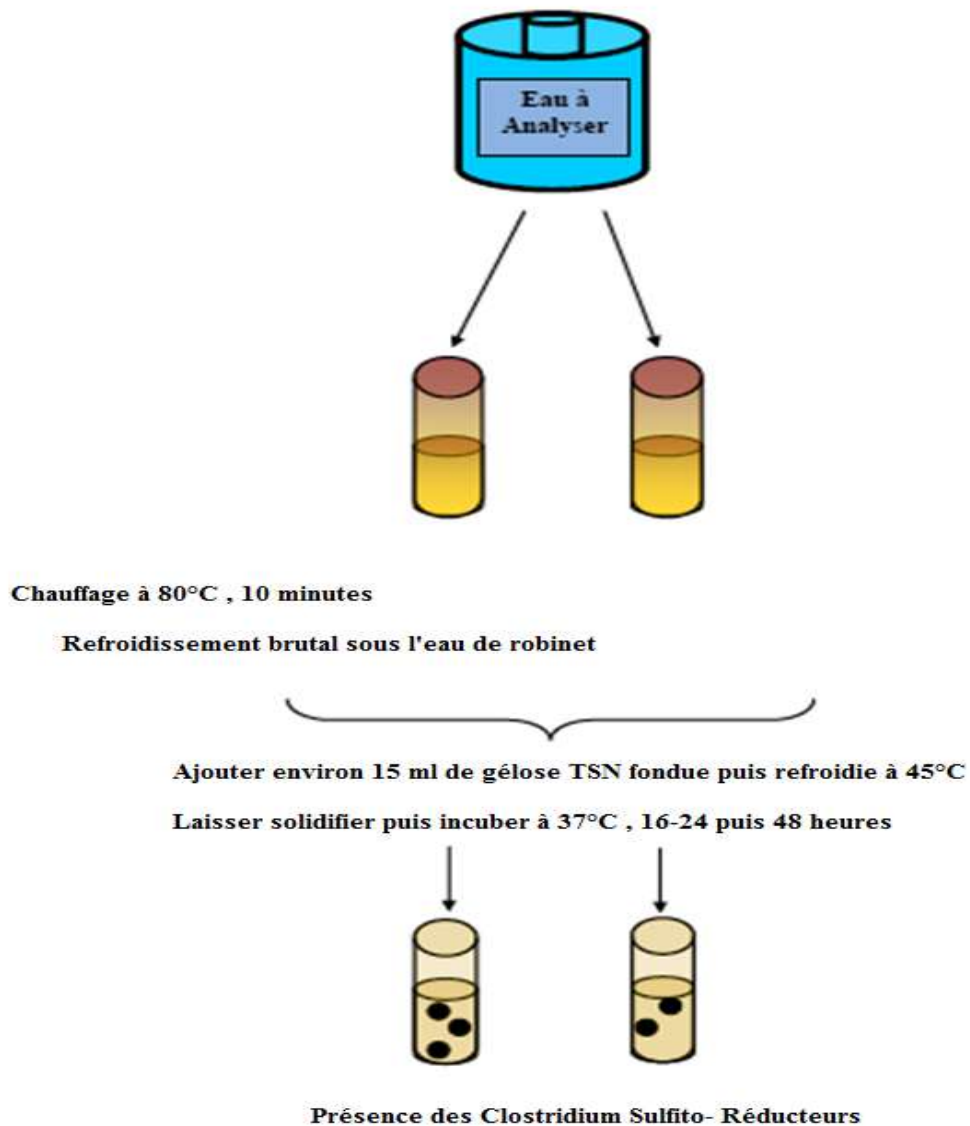
A la fin, chaque tube est remplis de 15 ml de gélose TSN (TSN+ alun de fer et sulfite de sodium), laissé solidifier puis incubé à 37°C pendant 48 heures avec une première lecture après 16 heures d'incubation.

**a. Lecture**

Ce sera considéré comme positif après incubation, les tubes contenant de grosses colonies noires, qui correspondent au Clostridium sulfito-réducteur qui est exprimé par « le nombre des Clostridium sulfito-réducteurs/1 ml de l'échantillon à analyser ».

**Remarque**

Si l'incubation est faite pendant 24 heures, et le dénombrement est effectué après 48 heures il se pourrait que le dénombrement soit impossible car le tube devient complètement noir.



**Figure III-4.** Détermination et dénombrement des Clostridium sulfito-réducteurs

**7. Analyses statistiques**

Afin de mieux connaître ce qui se passe dans les eaux usées avant et après épuration et pour bien visualiser la différence qui existe entre les différents procédés adoptés dans les deux régions d'étude, des analyses statistiques (corrélations bilatérales et analyse de variance ANOVA) ont été appliquées en utilisant le logiciel SPSS Ver.22.

# **Chapitre IV**

## **Résultats et discussion**

### 1. Caractérisation des Influent

Le taux de la charge organique, qui est le rapport de la pollution reçue sur la capacité nominale de l'installation, s'exprime en pourcentage du débit nominal en DBO<sub>5</sub>. Les taux déterminés pour les trois STEP des trois procédés montrent que les charges organiques des eaux usées brutes entrant dans les stations sont inférieures aux capacités nominales de ces stations. De plus, les valeurs trouvées du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> des eaux usées non traitées des trois stations sont pour la plupart inférieures à 3, ce qui permet de conclure qu'il s'agit d'eaux usées brutes facilement biodégradables.

Les valeurs des DCO et DBO<sub>5</sub> relevées à l'entrée des trois stations d'épuration s'inscrivent dans la fourchette de valeurs de référence pour les eaux usées domestiques brutes (DBO<sub>5</sub> = 500 mg/L, DCO = 1000 mg/L et MES = 600 mg/L (**JORA, 2006**)), avec des ratios DCO/DBO<sub>5</sub> moyens de 2,6 pour le procédé de LA (lagunage aéré), 1,84 pour le procédé de BA (boues activées) et 1,50 pour le procédé de LP (lits plantés).

Ces rapports étant inférieurs à deux pour les deux derniers processus admettent de conclure qu'il s'agit d'une eau usée brute facilement biodégradable (**Metcalf and Eddy, 1991 ; Ashley et al. 1999 ; Lebkowska Klimiuk et, 2008**). Pour le procédé de lagunage aéré, la valeur du rapport est supérieure à 2,5 ce qui indique une décomposition lente et une forte teneur en substances organiques qui sont difficilement décomposables ou biologiquement indécomposables, qui peuvent être causées par une grande proportion d'eaux usées industrielles dans les eaux usées municipales (**Ekama et Wenzel, 1999; Klimiuk et Lebkowska, 2008**).

Les taux de réussite sont : (i) 38 % pour le processus LA, (ii) 65 % pour le processus BA, et (iii) 48 % pour le Processus LP. Ces résultats montrent que les charges polluantes reçues par les trois STEP sont inférieures aux capacités nominales de ces stations d'épuration. Ces résultats montrent que la pollution des charges reçues par les trois STEP est inférieure à la capacité nominale de ces STEP.

### 2. Paramètres physiques

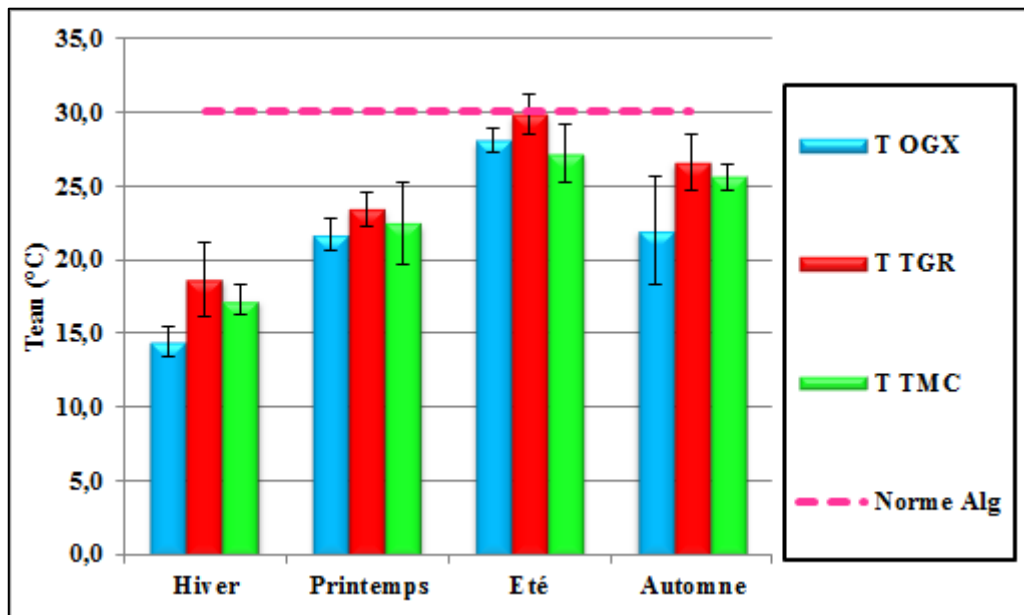
#### 2.1. Température de l'eau

La température de l'eau peut influencer sur d'autres paramètres en particulier l'oxygène dissous (dioxygène) qui est indispensable à la vie aquatique. En effet, plus la température de l'eau s'élève, plus la quantité maximum d'oxygène dissous diminue. Il est à maintenir que

cette situation peut entraîner : la disparition de certaines espèces, la réduction de l'autoépuration, l'accumulation de dépôts nauséabonds (mauvaises odeurs) et la croissance accélérée de certaines espèces (dont les algues).

La figure IV-1 ci-dessus présente les variations saisonnières des moyennes des températures de l'eau pour les trois procédés étudiés.

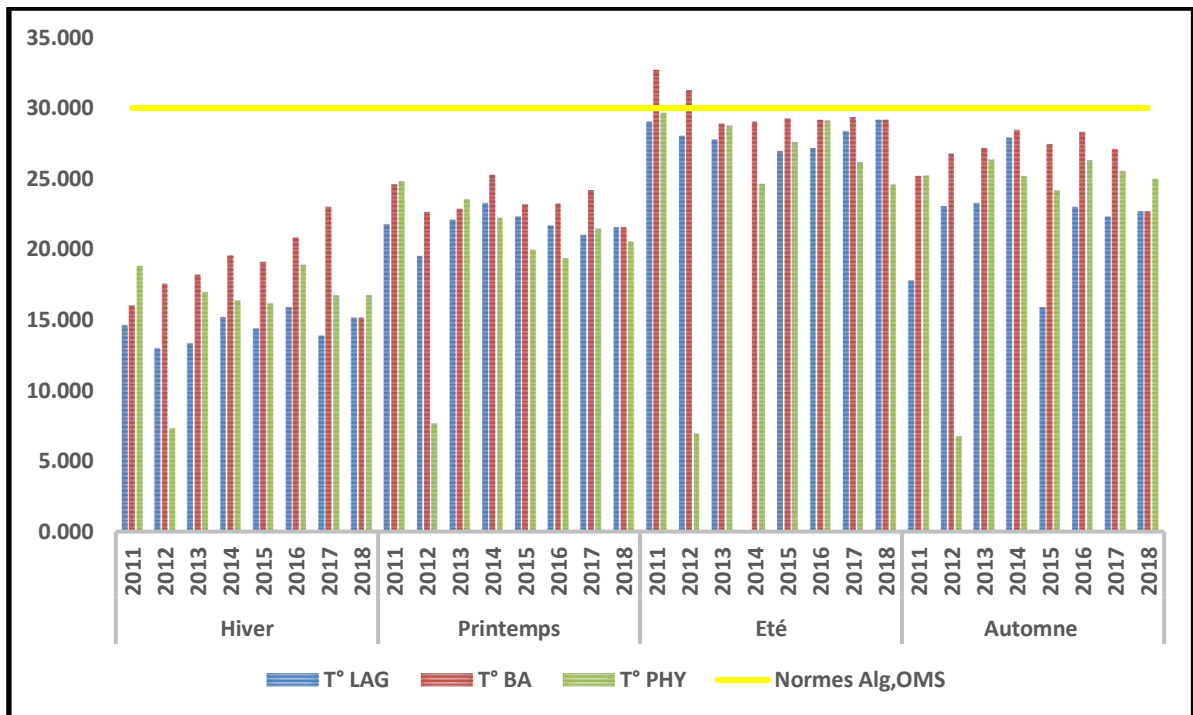
D'après cette figure, les valeurs enregistrées de la température de l'eau (T) à la sortie des trois stations sont conformes aux normes algériennes de rejets ( $< 30^{\circ}\text{C}$ ) (JORA, 2006)



**Figure IV-1.** Moyennes saisonnières de la température des eaux usées à la sortie des trois stations

Les valeurs maximales des températures de l'eau sont enregistrées durant la période estivale concernant les trois procédés examinés avec une moyenne élevée de ( $29,843 \pm 1,372^{\circ}\text{C}$ ), remarquée au niveau de la station à boue activée de Touggourt (TGR), suivies par celles de la station de Témacine, concernant les valeurs minimales, elles sont marquées pendant la période hivernale avec un minimum de ( $14,422 \pm 0,986^{\circ}\text{C}$ ) enregistré au niveau de la station de lagunage de Ouargla (OGX).

Pour mieux exposer les résultats, nous avons établi la figure IV-2 qui présente les variations saisonnières de chaque année de la température des eaux usées à la sortie des trois stations, et il est évident que les températures les plus élevées sont enregistrées durant la période estivale.



**Figure IV-2.** Variations annuelles saisonnières de la température des eaux usées à la sortie des trois stations

Ces changements saisonniers de la température de l'eau sont en nette concordance avec les températures de l'air (élevées en été et faibles en hiver), et sont ainsi liés à la température des eaux de la région de Touggourt et celle de Témacine qui peut dépasser les 50 °C (ANRH, 2005)

Selon la taille des barres d'erreur, il est bien remarqué que pour les trois procédés et pendant les différentes saisons, il n'y a pas eu une grande variabilité ce qui signifie qu'il n'y a pas une grande différence entre les valeurs relevées durant les 8 années pour chaque procédé.

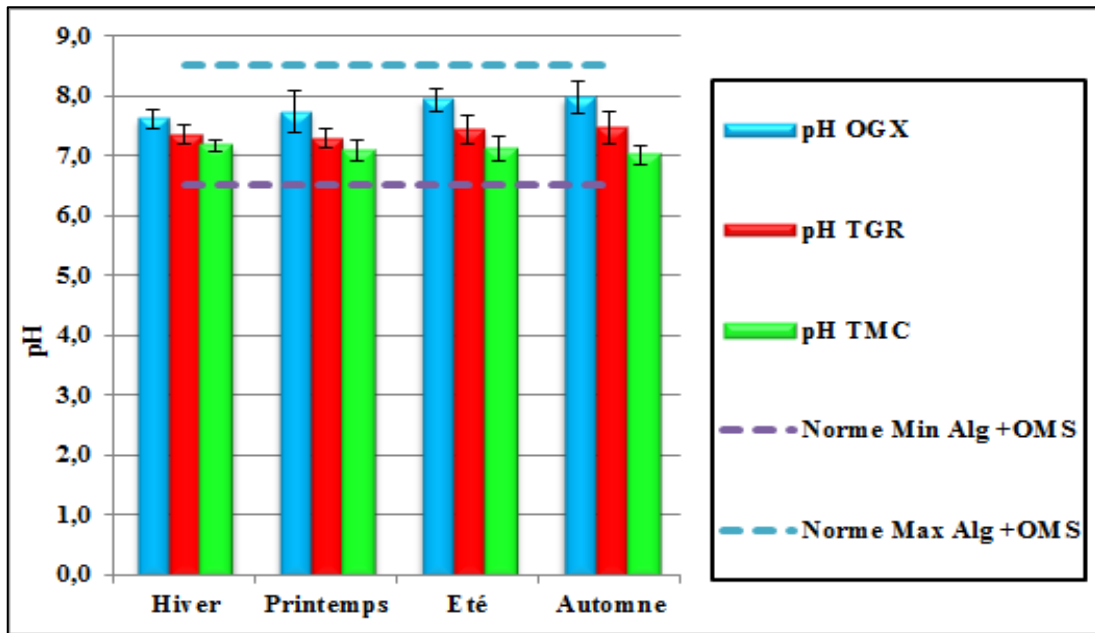
## 2.2. pH

Le pH est un paramètre très important dans l'environnement car un rejet avec un pH trop faible ou trop fort peut avoir un effet néfaste sur les organismes aquatiques : plus un rejet s'éloigne de la neutralité, plus la vie biologique est perturbée voire difficile. (Morin-Crini et Crini, 2017)

La concentration des ions hydrogène indiquée par le pH est un élément essentiel, sur la base duquel l'eau peut être rapidement évaluée si elle est souhaitable à l'irrigation.



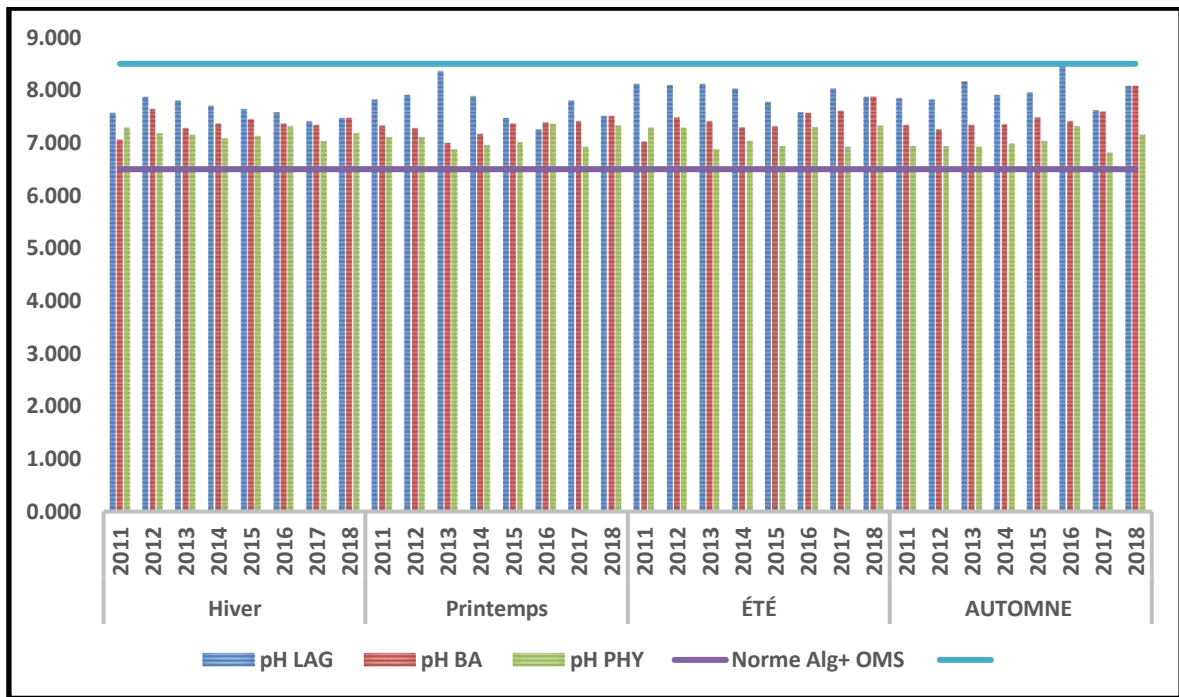
La figure IV-3 ci-après représente les moyennes saisonnières du pH des eaux usées épurées issues des trois stations et durant les huit ans d'étude.



**Figure IV-3.** Moyennes saisonnières des variations saisonnières du pH des eaux usées à la sortie des trois stations

Selon les résultats obtenus de cette figure, les eaux usées sortantes des trois stations d'épuration ont un pH proche de la neutralité avec une tendance vers l'alcalinité.

Il est, également, bien observé que les valeurs les plus élevées sont enregistrées dans le cas du lagunage aéré (STEP de Ouargla) avec un maximum de  $7,976 \pm 0,268$  et les valeurs les plus basses sont remarquées dans le cas des lits plantés de Témacine avec un minimum de  $7,011 \pm 0,155$ . Mais l'ensemble des valeurs sont dans la fourchette des normes de rejets recommandées en Algérie (JORA, 2012), celles préconisées par l'OMS (1989) et les normes d'irrigation conseillées par la FAO (1985) (entre 6,5 et 8.5), ces résultats sont confirmés par la figure VI-4, qui étale les variations saisonnières du pH de chaque année des eaux usées sortantes des trois stations.



**Figure IV-4.** Variations annuelles et saisonnières du pH des eaux usées à la sortie des trois stations

Les pH élevés observés peuvent être dû à la composition des eaux usées, généralement un pH élevé peut être occasionné par certains détergents, agents de nettoyage, produits chimiques ou trop d'alcalinité dans la source d'eau (**Bio-sol, 2023**), ainsi une élévation des températures auraient pu favoriser des taux plus élevés de réactions chimiques dans l'eau (**Barron et al., 2006**). En revanche, ces valeurs élevées du pH pourraient être bénéfiques dans les sols à faible pH, car il affecte la mobilité des nutriments (**Oliveira et al., 2016**). Normalement, la plage de pH sans danger dans l'eau est de 6,5 à 8,4 (**Jeong et al., 2016**), mais cela peut varier selon le type du sol. L'irrigation avec des eaux à pH élevé pourrait entraîner un pH élevé dans la zone racinaire, ce qui peut lier les micronutriments, en particulier dans les cultures à forte demande en fer (**Hulme, 2012**).

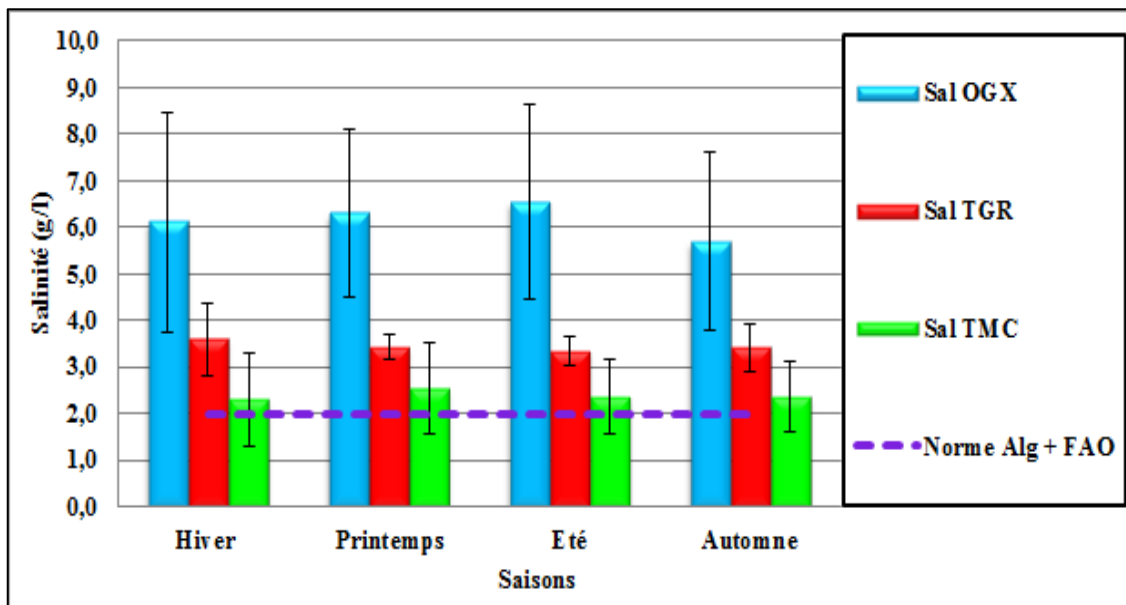
Aussi et en se référant aux barres d'erreur, il y a une faible variabilité dans les valeurs enregistrées durant les huit années de travail.

### 2.3. Salinité

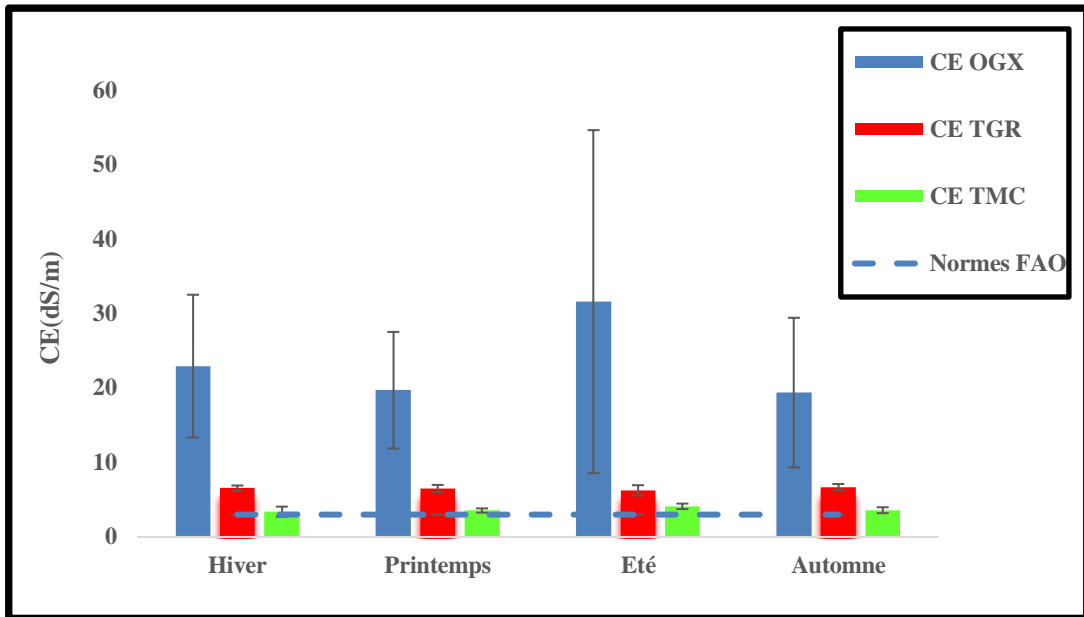
La salinité pourrait causer de graves dommages aux cultures si elle est supérieure aux normes recommandées (**Kiziloglu et al., 2008**).

Des niveaux élevés de salinité peuvent affecter la turbidité, augmenter la température de l'eau et diminuer les niveaux d'oxygène dissous. Cela peut provoquer une montée en température plus rapide de l'eau car les particules en suspension absorbent plus de chaleur et épuisent l'oxygène, ce qui peut nuire à la vie aquatique. Des niveaux plus élevés de matières solides ralentissent également la photosynthèse par les plantes aquatiques en réduisant le transfert de lumière. Des concentrations de sels trop élevées ou trop basses peuvent limiter la croissance des plantes aquatiques et entraîner la mort de nombreux organismes marins.

La figure IV-5 et IV-6, montrent respectivement les moyennes annuelles des changements saisonniers de la salinité et celles de la conductivité électrique des eaux usées à l'issu des trois STEP durant les huit ans de travail.



**Figure IV-5.** Variations saisonnières de salinité des eaux usées pour les trois procédés

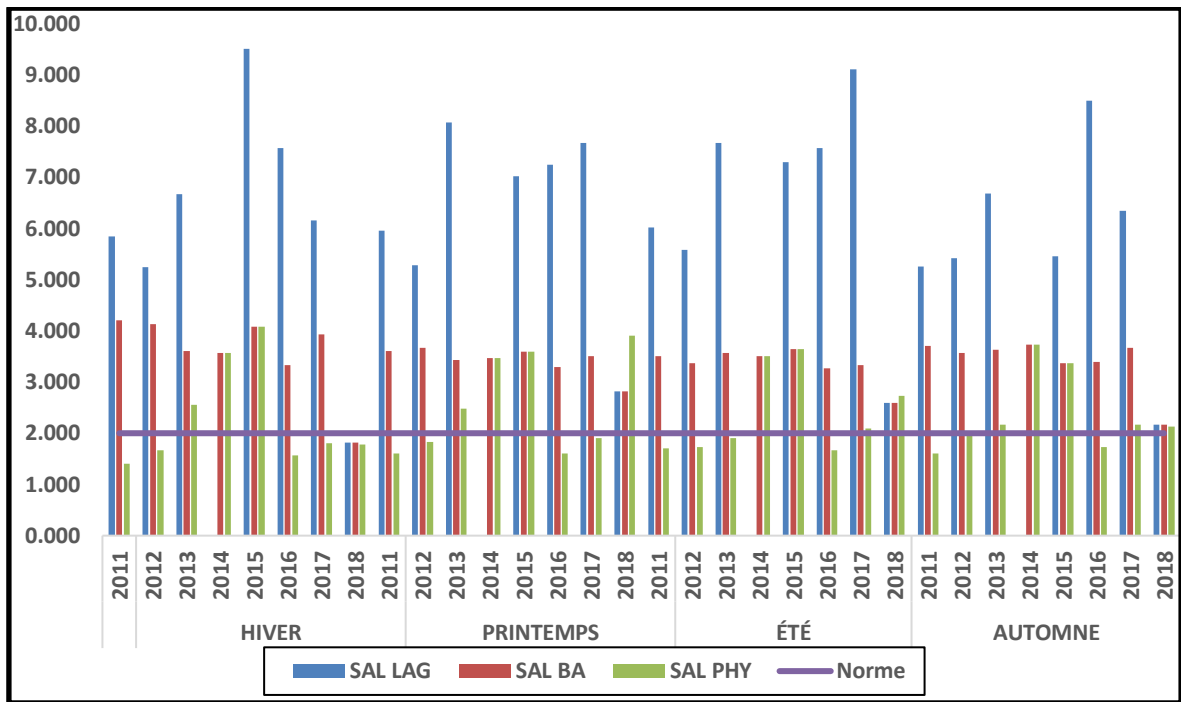


**Figure IV-6.** Variations saisonnières de la conductivité électrique des eaux usées pour les trois procédés.

Il est évident sur ces deux figures, que les chiffres de la salinité des eaux usées à la sortie des trois STEP dépassent ( $> 3$  dS/m) valeur préconisée par la FAO (2003) et ceux de la conductivité électrique sont supérieures aux normes citées dans Lenntech, 2023 (2 g/l) (tableau de l'annexe 4).

Il est important de noter que les eaux usées traitées issues de la STEP de Ouargla sont les plus salées où les valeurs sont comprises entre  $6,5 \pm 2,094$  g/l en été et  $5,7 \pm 1,914$  g/l en automne. Leur salinité dépasse largement celle enregistrée dans les deux autres STEP dans lesquelles les valeurs de la salinité oscillent entre  $3,345 \pm 0,320$  g/l durant la période hivernale et  $3,582 \pm 0,780$  g/l pendant la période estivale et cela dans la station à boue activées de Touggourt. Cependant que dans la station de lits plantés de Témacine, les résultats oscillent entre  $2,303 \pm 1,008$  en hiver et  $2,546 \pm 0,816$  durant la période estivale.

La figure IV-7, expose mieux les valeurs de salinité des eaux usées étalées sur les quatre saisons de chaque année à la sortie des trois stations où la station de lagunage aéré de Ouargla a marqué les valeurs les plus hautes.



**Figure IV-7.** Variations annuelles saisonnières de la salinité des eaux usées à la sortie des trois stations

L'augmentation de salinité et de CE dans la station de lagunage aéré de Ouargla, est peut être due aux rejets des stations de déminéralisation des eaux potables qui existe dans la ville de Ouargla et qui rejettent leurs concentrats chargés des sels dans le réseau d'assainissement, ainsi l'écoulement des eaux de drainage agricole vers les regards.

Ainsi nous avons remarqué une élévation de la salinité en se dirigeant de l'entrée vers la sortie des deux stations de Ouargla et de Témacine durant la période estivale, cette hausse est peut être causé par la concentration élevée des sels solubles conséquence d'une forte évaporation due aux fortes températures dans cette période dans les bassins des deux stations, où le temps de séjour est prolongé dans ces deux systèmes.

Concernant les barres d'erreur affichées dans les graphiques des deux figures ci-dessus, les valeurs sont très grandes dans le cas de la STEP de Ouargla, ce qui montre qu'il y a une grande variabilité, ce qui indique que la salinité varie largement d'une année à une autre, cela dépend peut être à la variation dans la composition des eaux usées entrantes à la station.

Selon DURAND (1958), ces eaux sont à très forte salinité, et sont inutilisables normalement pour l'irrigation. Exceptionnellement pour des plantes très tolérantes aux sels.

(Les différentes classes des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité sont citées en annexe 5).

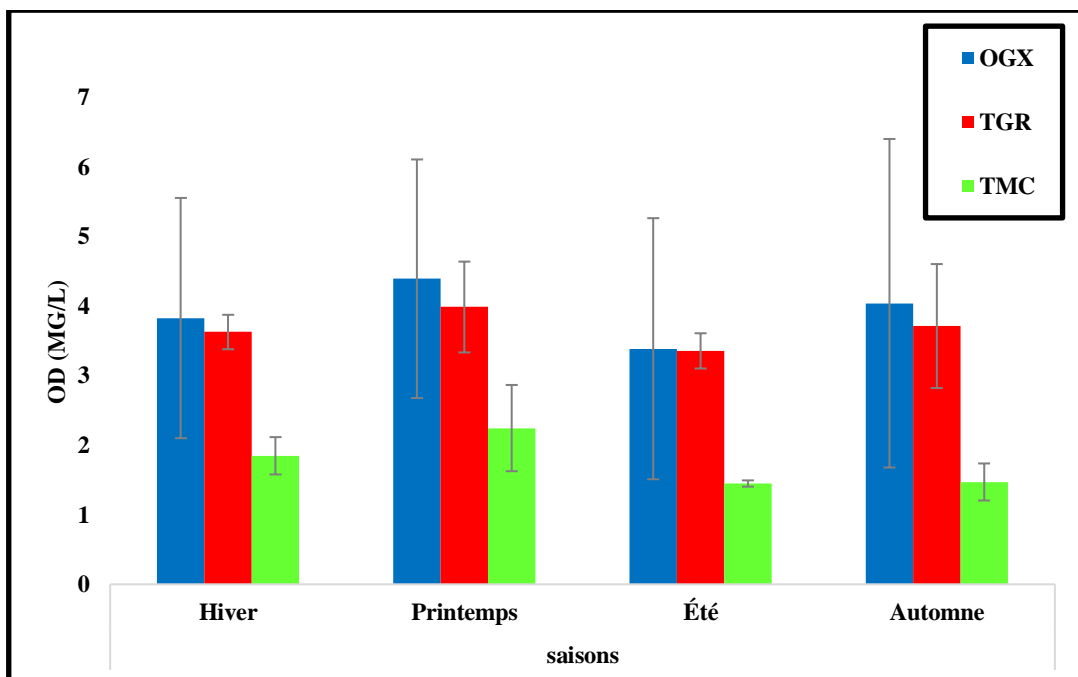
Castro et *al.* en 2011, ont rapporté que les sols irrigués avec une eau de CE élevée a entraîné une CE et une salinité élevées du sol ; ce qui peut détruire sa structure en provoquant la dispersion de la terre et en colmatant les espaces poreux.

### **2.4.Oxygène dissous**

L'eau entrante dans la station d'épuration a généralement un faible taux d'oxygène dissous, à cause de sa charge en matière organique qu'elle contienne et la consommation de l'oxygène par les micro-organismes qui s'alimentent de cette matière organique.

Cette teneur peut s'améliorer en aval de la station après les étapes de traitement et la diminution de la charge polluante, d'après Morin-Crini et Crini. En 2017, des eaux de bonne qualité ont une teneur d'oxygène dissous qui varie entre 4 et 6 mg/l et à moins de cette valeur les poissons ne peuvent pas vivre.

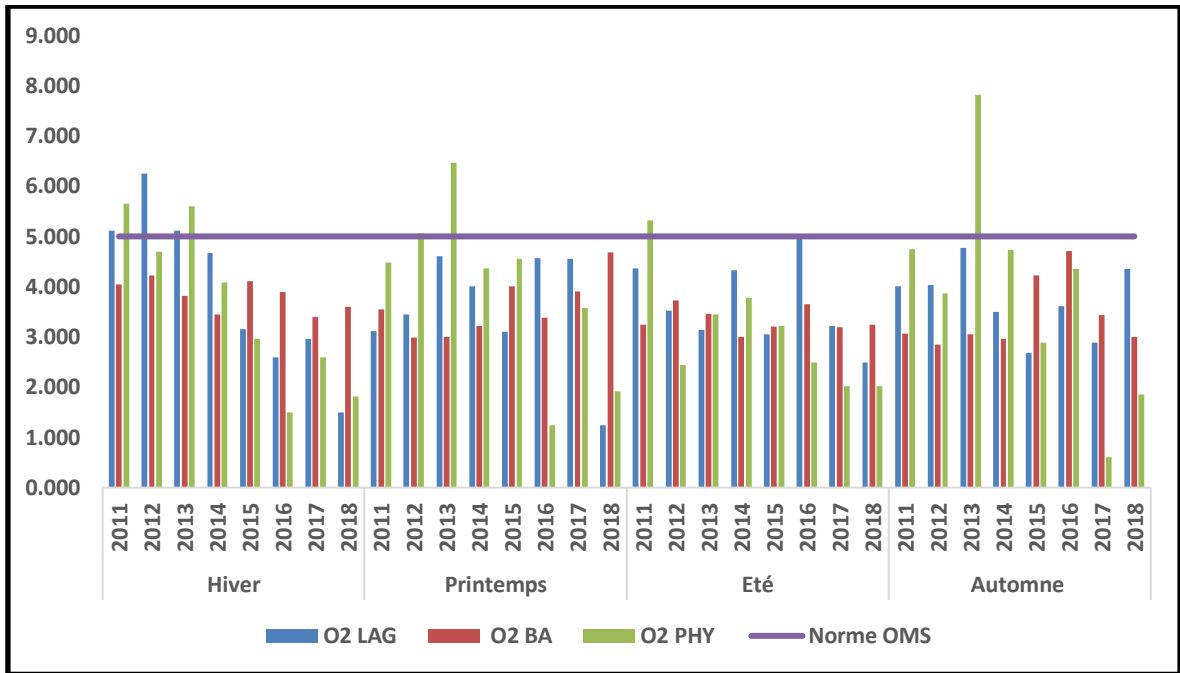
La figure IV-8. Présente les fluctuations des moyennes saisonnières des teneurs en oxygène des eaux usées des trois procédés durant les huit ans.



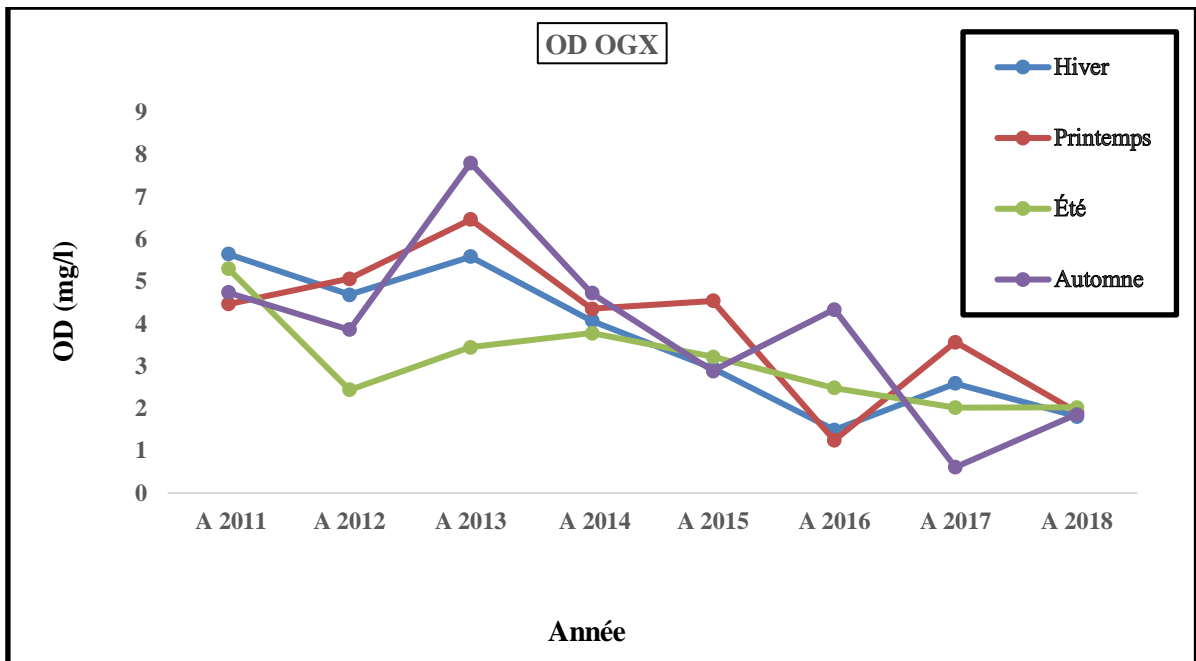
**Figure IV-8.** Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux usées pour les trois procédés

Selon cette figure, il s'avère que les teneurs en oxygène dissous dans la station de Touggourt ( $3,359 \pm 0,254$  mg/l et  $3,990 \pm 0,653$  mg/l) et la station de Témacine ( $1,450 \pm 0,045$  mg/l et  $2,248 \pm 0,620$  mg/l) et celle lagunage aéré de Ouargla ( $3,831 \pm 1,879$  mg/l à  $4,396 \pm 1,716$  mg/l), sont inférieures à 5 mg/l (valeur recommandée par l'OMS, 1971), la diminution des moyennes d'O<sub>2</sub> dissous à la sortie des deux STEP de Touggourt et de Témacine est probablement due à la température élevée des eaux de la région et celles de l'atmosphère sachant que la solubilité de l'oxygène est influencée par plusieurs facteurs tels que la température de l'eau, la température atmosphérique ainsi que la salinité et le mouvement de l'eau (BEDEEI, 2011), dans le cas de la STEP de lagunage aéré où les taux de l'oxygène étaient supérieurs à ceux des deux autres stations et qui peuvent être considérés d'après Morin-Crini et Crini en 2017 comme des teneurs en O<sub>2</sub> des eaux de bonne qualité (de 4 à 6 mg/l).

Les barres d'erreur de la figure VI-8 montrent une grande variabilité d'une année à une autre, cela est confirmé par les figures VI-9 et VI-10, nous pouvons également remarquer d'après cette figure que la diminution de la concentration en O<sub>2</sub> dissous a commencé dès l'année 2015 ce qui confirme peut être l'hypothèse de l'effet des rejets des stations de déminéralisation qui a augmenté le taux de salinité inhibitrice de phénomène de solubilité de l'oxygène (DUFOUR, 1982)



**Figure IV-9.** Variations annuelles saisonnières de l’oxygène dissous des eaux usées à la sortie des trois stations



**Figure VI-10.** Évolution annuelle et saisonnière de l’oxygène dissous à la sortie de la station de Ouargla.



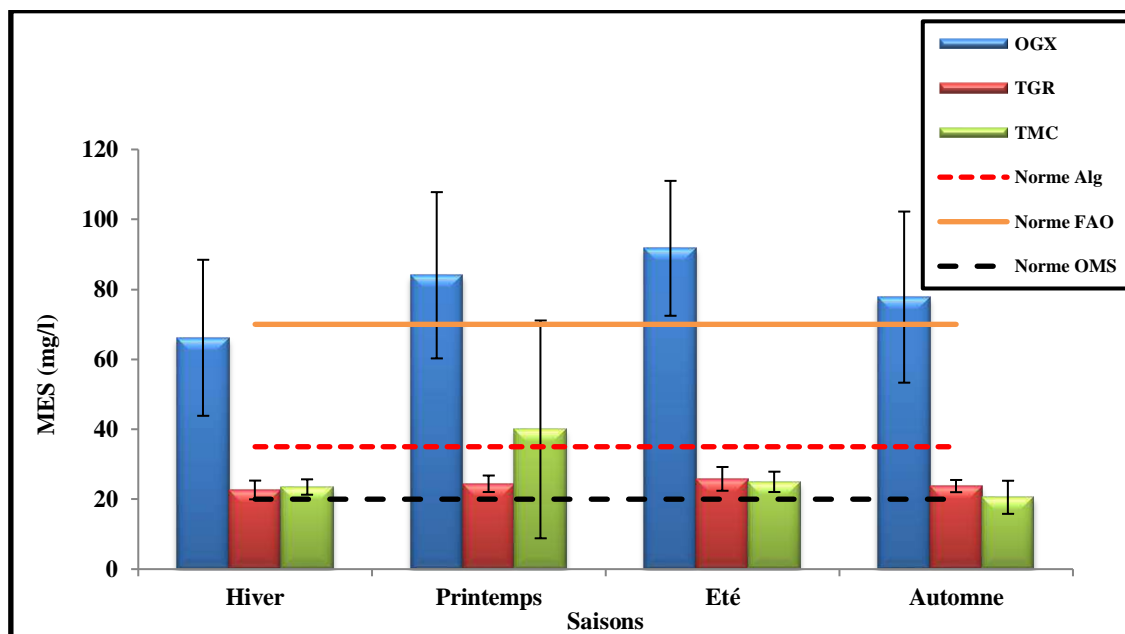
**3. Paramètres de pollution**

**3.1. Matières solides en suspension (MES)**

Toutes les particules contenues dans les eaux (sable, argile, matières organiques, micro-organismes,...), on les appelle matières en suspension, ces MES donnent une apparence trouble à l'eau (turbidité), et elles empêchent la pénétration de la lumière solaire qui est indispensable à la vie aquatique.

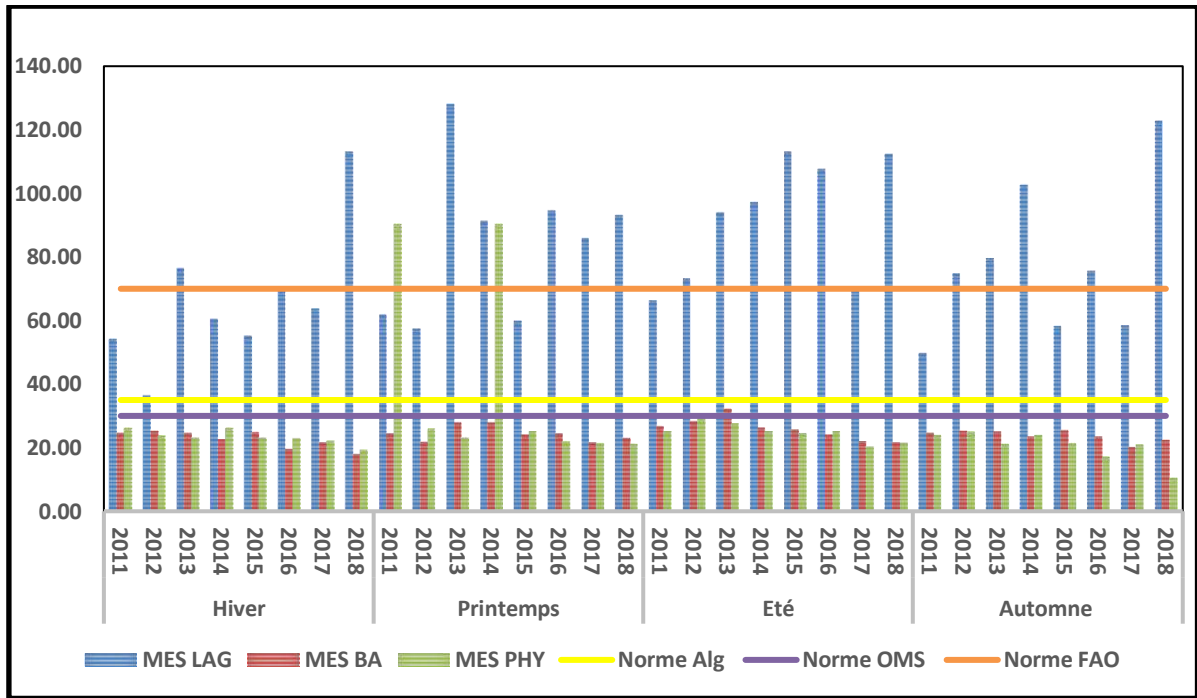
La figure IV-11, ci-dessous, résume les résultats des MES depuis les différentes stations.

D'après cette figure, ci-dessus, les moyennes des MES à la sortie de la station de lagunage aéré de Ouargla et durant les quatre saisons sont les plus élevées ( $66,151 \pm 22,306$  mg/l  $91,737 \pm 19,290$  mg/l), tandis que les valeurs les plus basses sont trouvés dans les stations à boue activée de Touggourt (entre  $22,639 \pm 2,682$  mg/l et  $25,815 \pm 3,397$  mg/l) et de lits plantés de Témacine (entre  $20,541 \pm 31,138$  mg/l et  $39,961 \pm 4,733$  mg/l) au cours des quatre saisons.



**Figure IV-11.** Variations des moyennes saisonnières des MES enregistrées à la sortie des trois stations.

La Figure IV-12 présente les variations saisonnières des MES des eaux usées de chaque année à la sortie des trois stations, les valeurs de cette figure suivent la même tendance de celles de la figure VI-11.



**Figure IV-12.** Variations annuelles saisonnières des MES des eaux usées à la sortie des trois stations

En ce qui concerne les normes, les concentrations de MES des eaux usées traitées issues du lagunage aéré ne répondent à aucune des normes prises en compte dans notre étude (norme de rejet Algérienne (2006) « 35 mg/L », norme OMS (1989) « 30 mg/L » et norme FAO (2003) « 70 mg/L »). Par contre, les valeurs enregistrées à la fin des deux autres procédés : boues activées et lits plantés, y répondent pleinement.

D'une saison à l'autre, on constate une grande variabilité entre les valeurs des MES pour les procédés de lagunage aéré et des lits plantés, cette variabilité est moindre dans le cas du procédé de boues activées.

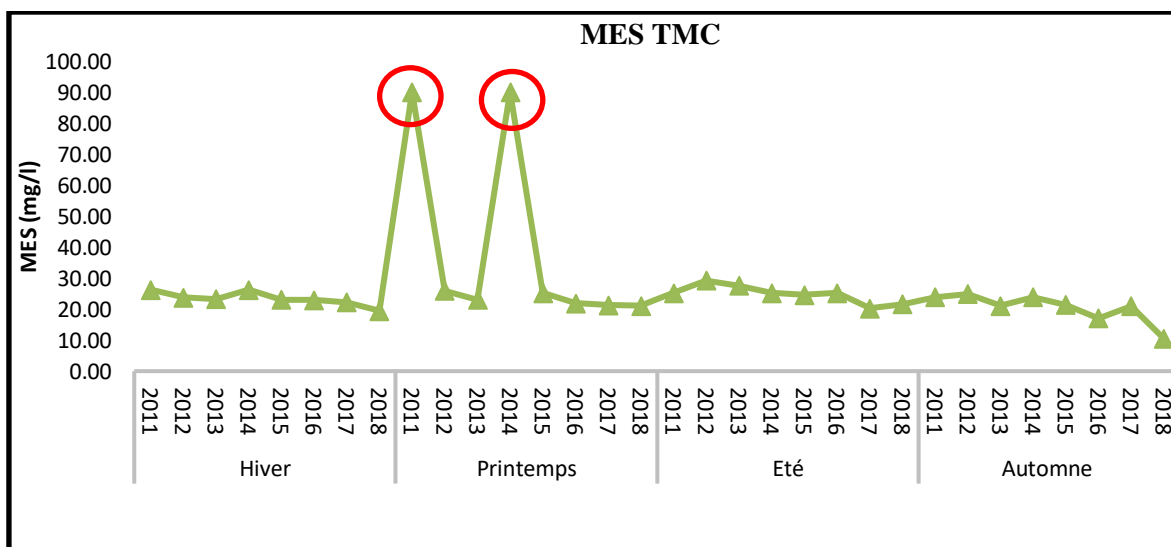
L'hiver est la saison marquée par la valeur minimale du procédé de lagunage aéré, et l'été est marqué par sa valeur maximale. Pour les lits plantés, la valeur maximum est observée au printemps, tandis que le minimum est noté en automne.

Pour la variabilité des valeurs des MES enregistrées au cours de la période 2011-2018, les barres d'erreur de la figure IV-6, ci-dessus, montrent qu'elle est très large pour la station du lagunage aéré et très faible pour les procédés de boues activées et des lits plantés à l'exception du printemps pour ce dernier.

## Chapitre IV : Résultats et discussion

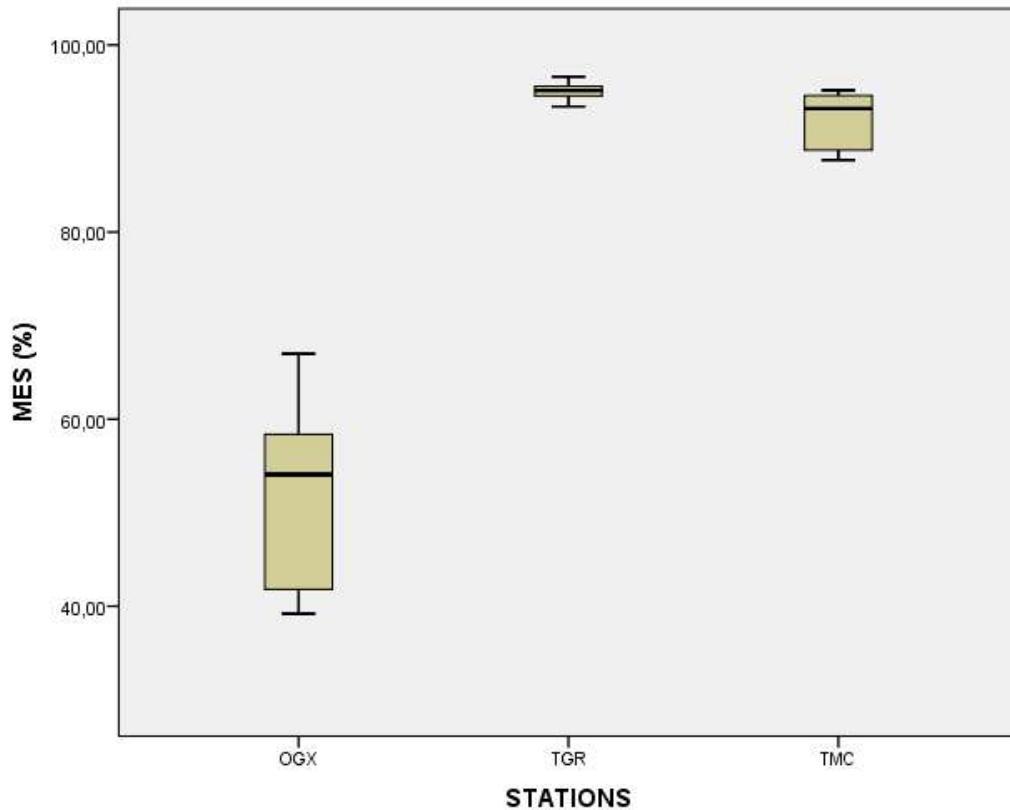
Les teneurs élevées en MES dans la STEP de Ouargla sont peut être due à la charge en matières organiques (DCO et DBO<sub>5</sub> élevées) et la prolifération d'algues dans le bassin de finition.

La teneur élevée en MES (39,961±4,733 mg/l) remarquée au niveau de la STEP de lits plantés de Témacine durant la période printanière, est peut être liée aux sables sédimentés dans le bassin au cours de cette saison pendant l'année 2001 et 2014 et cela est évident dans le graphique VI-13 ci-dessous.



**Figure VI-13.** Évolution annuelle et saisonnière des MES à la sortie de la station de Témacine.

La figure IV-14, ci-dessous, montre la variation des taux d'élimination de la MES dans les trois procédés.



**Figure IV-14.** Boîtes à moustache des taux d'élimination de la MES des trois procédés.

La figure IV-14, ci-dessus, expose que les taux de suppression des MES, sont les plus élevés pour la station de Touggourt, et les plus bas se trouvent à la station de Ouargla.

Les boîtes à moustache de cette figure, ci-dessus, et qui représentent les taux d'élimination des MES montrent qu'il existe une large variabilité des valeurs du taux d'élimination des MES pour le procédé de lagunage aéré (39,2 %–67 %), une faible variabilité des valeurs du taux d'élimination pour le procédé des lits plantés (87,7%–95,2%) et une très faible variabilité des valeurs de taux d'élimination dans le cas du procédé de boues activées (93,4% à 96,9 %).

Cette figure, montre également que les taux d'élimination minimaux sont remarqués dans la station de Ouargla et les maximas dans la station de Touggourt. Pour la station de Témacine, les valeurs des taux d'élimination sont proches de celles de la station de Touggourt.

Nous observons bien également sur la même figure, ci-dessus, que la distribution des valeurs des taux d'éliminations de MES est asymétrique et vers les valeurs élevées des taux d'élimination pour le procédé de lagunage aéré et le procédé des lits plantés. Pour le cas du

procédé de boues activées, la distribution des valeurs des taux d'élimination des MES est symétrique.

Il y a des différences entre les différents groupes des taux d'élimination des procédés. De ce fait, une comparaison entre les moyennes des taux d'élimination des MES à l'aide d'une ANOVA unidirectionnelle est nécessaire pour savoir si les différences sont significatives.

Les résultats de ladite comparaison sont mentionnées dans les tableaux IV-1 et IV-2, ci-après.

**Tableau IV-1.** ANOVA des valeurs des taux d'élimination des MES.

	SCE	ddl	CM	F	Sig
Intergroupes	9310.668	2	4655.334	122.64 9	.00 0
Intragroupes	797.089	21	37.957		
Total	10107.757	23			

SCE : somme des carrés des écarts, ddl: degrés de liberté, CM : carré moyen, F : valeur observée de F de Fisher, Sig : signification

Le tableau IV-1, ci-dessus, indique que les moyennes des taux d'élimination des MES pour les différents procédés sont significativement différentes. Cependant, la signification statistique entre chaque paire de processus n'est pas indiquée dans le tableau.

Pour vérifier cette signification entre les taux d'élimination des MES de chaque paire de procédés, nous avons établis le tableau IV-2, ci-après, qui présente la comparaison multiple des taux d'élimination des MES.

**Tableau IV-2.** Comparaison multiple des taux d'élimination de MES pour les différents procédés

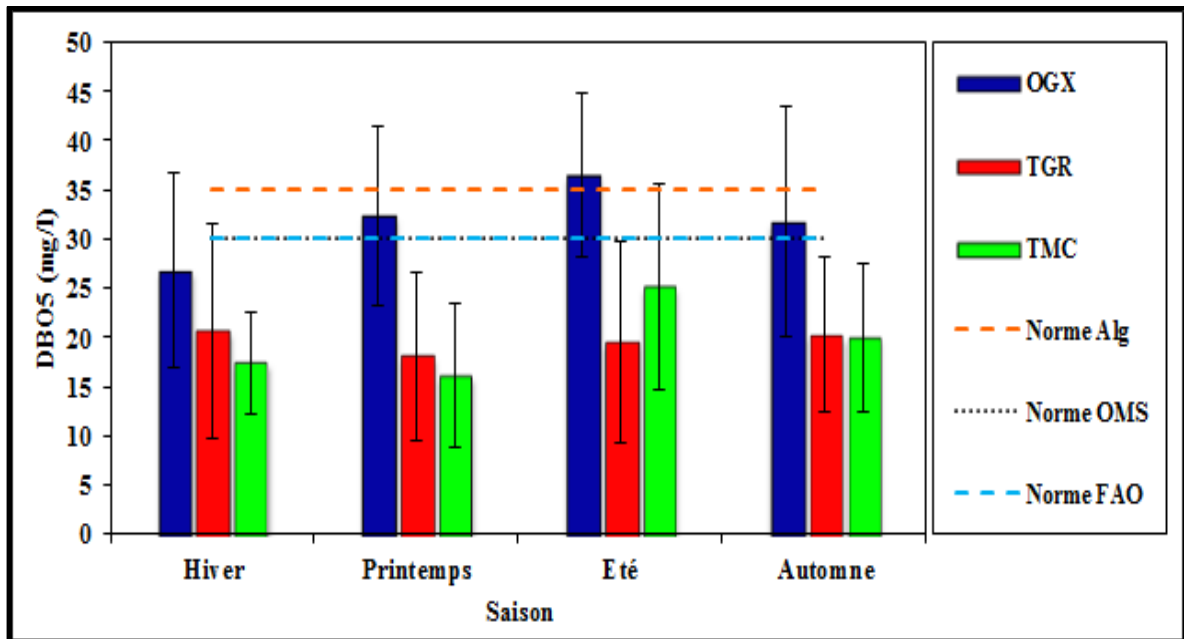
(I) Station	(J) Station	Différence de moyenne (I-J)	Erreur Std.	Sig.	95% Intervalle de confiance	
					Limite inférieure	Limite supérieure
LA (OGX)	BA (TGR)	-43.23250*	3.08045	.000	-49.6386	-36.8264
	LP (TMC)	-40.16250*	3.08045	.000	-46.5686	-33.7564
BA (TGR)	LA (OGX)	43.23250*	3.08045	.000	36.8264	49.6386
	LP (TMC)	3.07000	3.08045	.330	-3.3361	9.4761
LP (TMC)	LA (OGX)	40.16250*	3.08045	.000	33.7564	46.5686
	BA (TGR)	-3.07000	3.08045	.330	-9.4761	3.3361

Selon le tableau IV-2, ci-dessus, la différence des moyennes des MES pour les paires LA (OGX) - BA (TGR) et LA (OGX) - LP (TMC), sont statistiquement significatives; mais ce n'est pas le cas concernant la paire BA (TGR) – LP (TMC).

### 3.2. Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

Selon TRADAT(1992), REJSEK(2002) et CLAIR et *al.* (2003), la DBO<sub>5</sub> représente la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation de la matière organique biodégradable par les bactéries calculée après 5 jours à 20° C et dans l'obscurité.

La figure IV-15 expose les changements saisonniers de DBO<sub>5</sub> des eaux usées traitées à la sortie des trois STEP. Les histogrammes représentent les moyennes de huit années d'études.



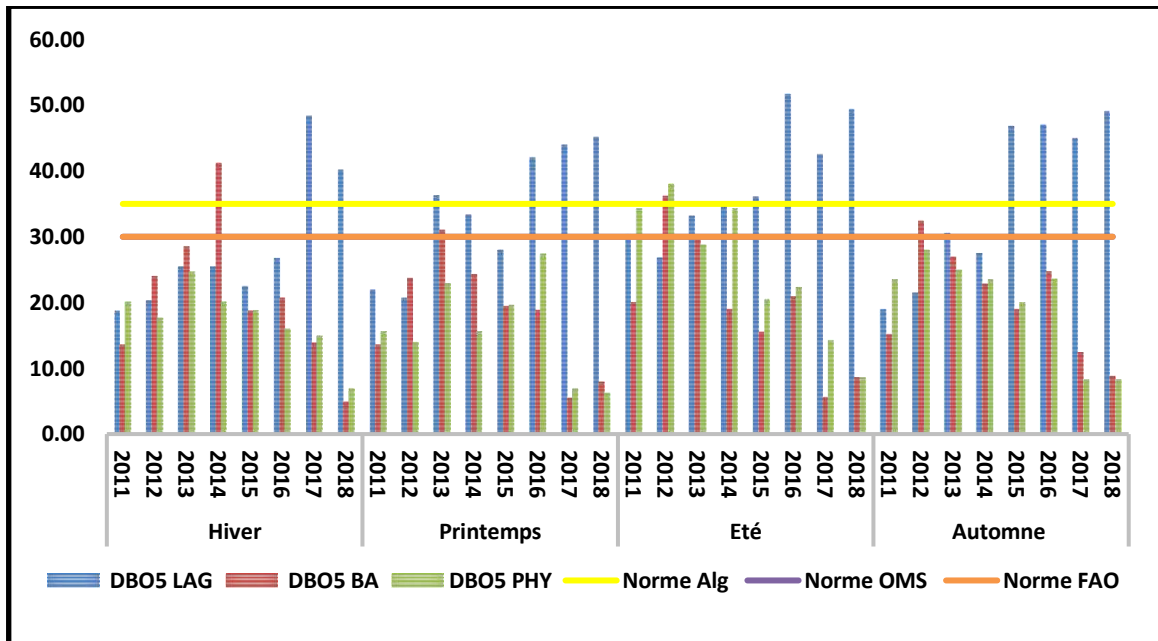
**Figure IV-15.** Valeurs de DBO<sub>5</sub> enregistrées à la sortie des trois stations.

D'après la figure IV-15 ci-dessus, les moyennes de la DBO<sub>5</sub> se fluctuent entre 28,468±10,356 mg d'O<sub>2</sub>/l en hiver et 38,080±8,914 mg d'O<sub>2</sub>/l durant la période estivale, dans la station de lagunage aéré où les valeurs maximales ont été enregistrées pour les quatre saisons, pour les deux autres stations les teneurs en DBO<sub>5</sub> varient de 16,090± 7,280 mg d'O<sub>2</sub>/l durant la période printanière à 25,165± 10,460 mg d'O<sub>2</sub>/l en Eté dans la station de phyto-épuration de Témacine et de 18,059 ± 8,641 mg d'O<sub>2</sub>/l dans la période printanière à 20,689± 10,956 mg d'O<sub>2</sub>/l en hiver dans la station à boue activée de Touggourt, les chiffres de station de phyto-épuration et ceux de la station à boue activée sont très proches avec des minimums le plus souvent enregistrées dans la station des lits plantés de Témacine, donc le processus de biodégradation des matières organiques dans ces deux stations d'épuration était excellent.

La figure IV-15, ci-dessus, montre également, à travers les barres d'erreur, qu'il y a une grande variabilité entre les moyennes de la DBO<sub>5</sub> à la sortie des stations pour les trois procédés.

Les variations saisonnières de chaque année de la figure IV-16, montrent que les valeurs de DBO<sub>5</sub> de la station de lagunage aéré de Ouargla après l'année 2015 dépassent les normes conçues en Algérie, préconisées par l'OMS et la FAO, cela est peut être aux rejets salés des stations de dessalement sachant que les hautes concentrations en sel, influent

négativement sur la biodégradation. Plus la salinité est élevée plus l'efficacité de dégradation diminue (**Dan, 2001**).



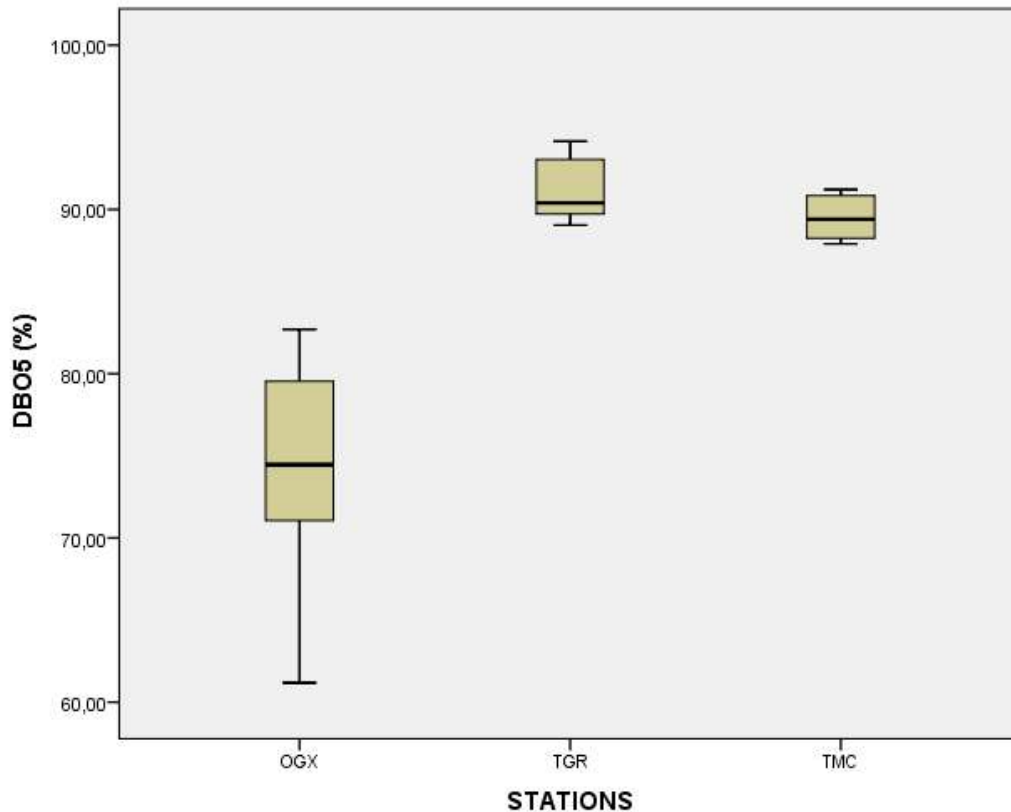
**Figure IV-16.** Variations annuelles saisonnières de DBO<sub>5</sub> des eaux usées à la sortie des trois stations

Comparativement aux différentes normes relatives aux eaux usées épurées, les moyennes de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées traitées issues des trois procédés sont au-dessous des normes algériennes de rejet (35 mg d'O<sub>2</sub>/l) (**JORA, 2006**), des directives de rejet de l'OMS (1989) (30 mg d'O<sub>2</sub>/l) et celles de réutilisation dans l'irrigation de la FAO (2003) (30 mg/L), à l'exception de la valeur maximale remarqué en été (38,080±8,914 mg d'O<sub>2</sub>/l) dans la STEP de Ouargla, qui a dépassé ces normes, cette hausse des teneurs en DBO<sub>5</sub>, est peut être due à la quantité élevée de matière organique biodégradable et cela peut être lié à la concentration de tous les débris dans le bassin à cause de forte évaporation dans cette saison provoquée par les fortes températures (**BACHI, 2010**).

D'une saison à une autre, l'écart entre les moyennes de la DBO<sub>5</sub> est distinctif pour le lagunage aéré et les lits plantés. Pour le cas du procédé à boues activées, les valeurs enregistrées durant les quatre saisons sont très proches, et la différence entre elles est très petite.

La figure IV-17, ci-dessous, affiche les changements du taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> pendant huit ans pour les trois procédés étudiés en utilisant la boîte à moustache.





**Figure IV-17.** Boîtes à moustache des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> pour les trois procédés.

Selon la Figure IV-17, le taux d'abattement de la DBO<sub>5</sub> est le plus élevé pour la station de Touggourt où un procédé à BA est utilisé, et le plus bas se trouve à la station de Ouargla qui utilise un procédé de lagunage aéré.

Pour le cas du procédé de lagunage aéré (station Ouargla «OGX»), la médiane des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> est légèrement en bas de la boîte. Il s'agit donc d'une distribution asymétrique vers les faibles valeurs de taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub>. La longueur importante de la boîte (61,2–82,7%) indique une grande variabilité dans les valeurs du taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> par le procédé de lagunage aéré pendant les 8 années de l'étude.

Concernant la filière de BA (station « TGR » de Touggourt), la taille de la boîte est relativement courte (89,0–94,2 %) par rapport à celle du procédé de la lagune aérée, ce qui signifie qu'il y a une faible variabilité dans les valeurs du taux de suppression de la DBO<sub>5</sub> pour ce procédé. La médiane de ce procédé à boues activées est tout en bas de la boîte. Ainsi, il existe une distribution asymétrique vers les faibles valeurs de taux d'abattement de la DBO<sub>5</sub>.

Pour le cas du procédé de lits plantés, la médiane est centrée, ce qui implique une distribution symétrique des valeurs du taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub>. Pour la longueur de la boîte, c'est la plus courte (87,9–91,2 %) par rapport aux deux autres procédés, ce qui signifie une très faible variabilité dans les valeurs du taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> du procédé des lits plantés.

La différence du taux d'élimination est peut-être remarquable entre la STEP de Ouargla et des deux autres de Touggourt et de Témacine, mais n'est pas vraiment clair entre la STEP de Touggourt et celle de Témacine. Pour cela, une comparaison entre les moyennes des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> en utilisant une analyse de variance « ANOVA » unidirectionnelle est nécessaire pour savoir si les différences sont significatives.

Les résultats de ladite comparaison pour les trois procédés à l'aide de l'ANOVA à un facteur sont exposés dans les tableaux IV-3 et IV-4 ci-dessous.

**Tableau IV-3.** ANOVA des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub>

	Somme des carrés	Ddl	Carré moyen	F	Sig.
Intergruppes	1394.048	2	697.024	39.999	.000
Intragruppes	365.950	21	17.426		
Total	1759.998	23			

D'après les résultats du tableau IV-3, la signification (0,000) est inférieure à 0,05. Ce qui implique que les moyennes des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> pour les différents procédés sont différentes. Cependant, la signification statistique entre chaque paire de procédés n'est pas indiquée dans le tableau.

Pour voir la signification entre les taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub> de chaque paire de procédés, nous utilisons le tableau IV-4, ci-dessous, «comparaison multiple des taux d'élimination de la DBO<sub>5</sub>».

**Tableau IV-4.** Comparaison multiple des taux d'élimination de DBO<sub>5</sub> pour les différents procédés.

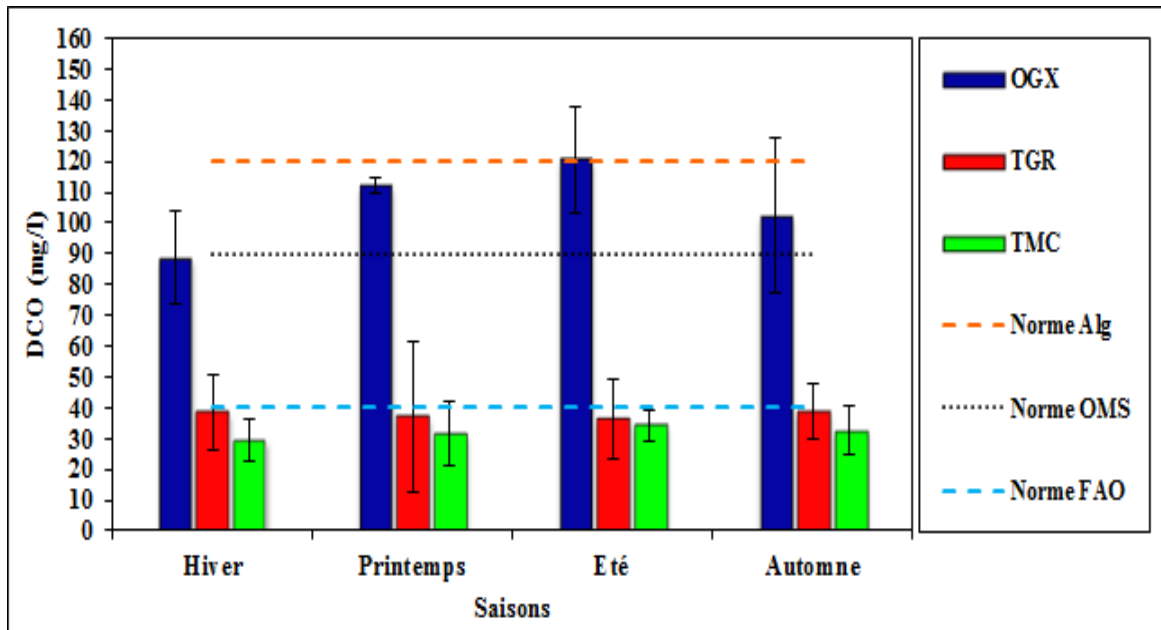
(I) Station	(J) Station	Différence de moyenne (I-J)	Erreur Std.	Sig.	95% Intervalle de confiance	
					Limite inférieur	Limite supérieure
LA (OGX)	BA(TGR)	-16.94125*	2.08723	.000	-21.2819	-12.6006
	LP (TMC)	-15.26250*	2.08723	.000	-19.6031	-10.9219
BA (TGR)	LA (OGX)	16.94125*	2.08723	.000	12.6006	21.2819
	LP (TMC)	1.67875	2.08723	.430	-2.6619	6.0194
LP (TMC)	LA (OGX)	15.26250*	2.08723	.000	10.9219	19.6031
	BA (TGR)	-1.67875	2.08723	.430	-6.0194	2.6619

Selon le tableau IV-4, la différence des moyennes des paires OGX-TGR et OGX-TMC est statistiquement significative ; mais celle de la paire TGR-TMC ne l'est pas.

### 3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

Contrairement à la DBO, la DCO ne simule pas la biodégradation des particules organiques facilement décomposée par les bactéries et autres microorganismes présents dans un milieu naturel capable d'induire une désoxygénation rapide d'un milieu aquatique. Il indique la consommation d'oxygène dissous par les oxydants chimiques forts pour oxyder les substances organiques et minérales dans l'eau (**Rejsek, 2002**).

La figure numérotée IV-18, ci-dessus, expose les moyennes des chiffres de DCO enregistrées entre 2011 et 2018 dans les trois stations de cette étude.



**Figure IV-18.** Valeurs de la DCO enregistrées à la sortie des trois stations.

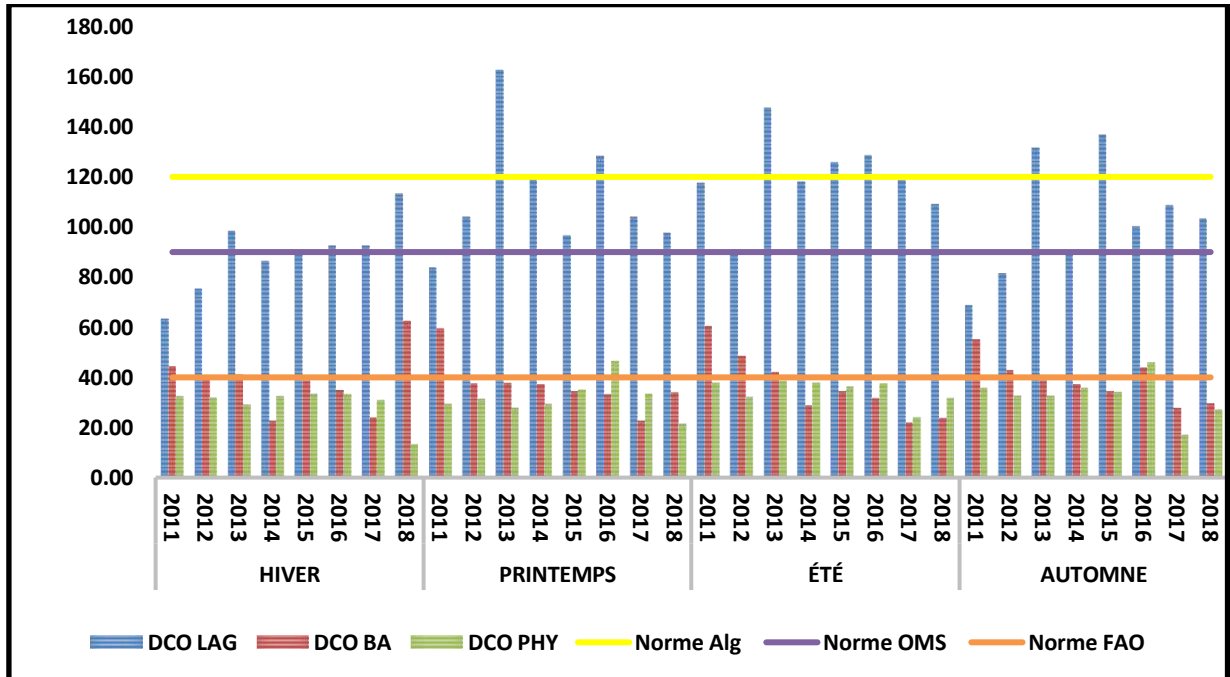
La figure IV-18, montre que les maximas de DCO (entre  $88,723 \pm 14,893$  mg d'O<sub>2</sub>/l en hiver et  $119,198 \pm 16,629$  mg d'O<sub>2</sub>/l en été) au cours des quatre saisons sont observés dans la station de lagunage aéré, et les valeurs minimales sont notées dans la station de lits plantés avec un minimum de  $29,498 \pm 6,767$  mg d'O<sub>2</sub>/l dans la période hivernale et un maximum de  $34,405 \pm 4,987$  mg d'O<sub>2</sub>/l durant la période estivale.

Les valeurs de la DCO d'une saison à une autre sont très variables pour le lagunage aéré et les lits plantés mais relativement stables pour le procédé de boues activées. Les valeurs maximales pour le lagunage aéré et les lits plantés sont observées en été alors que les valeurs minimales sont observées en hiver.

On note également sur cette figure, ci-dessus, selon les barres d'erreur, qu'il y a peu de variabilité dans les valeurs enregistrées au cours des huit années d'étude.

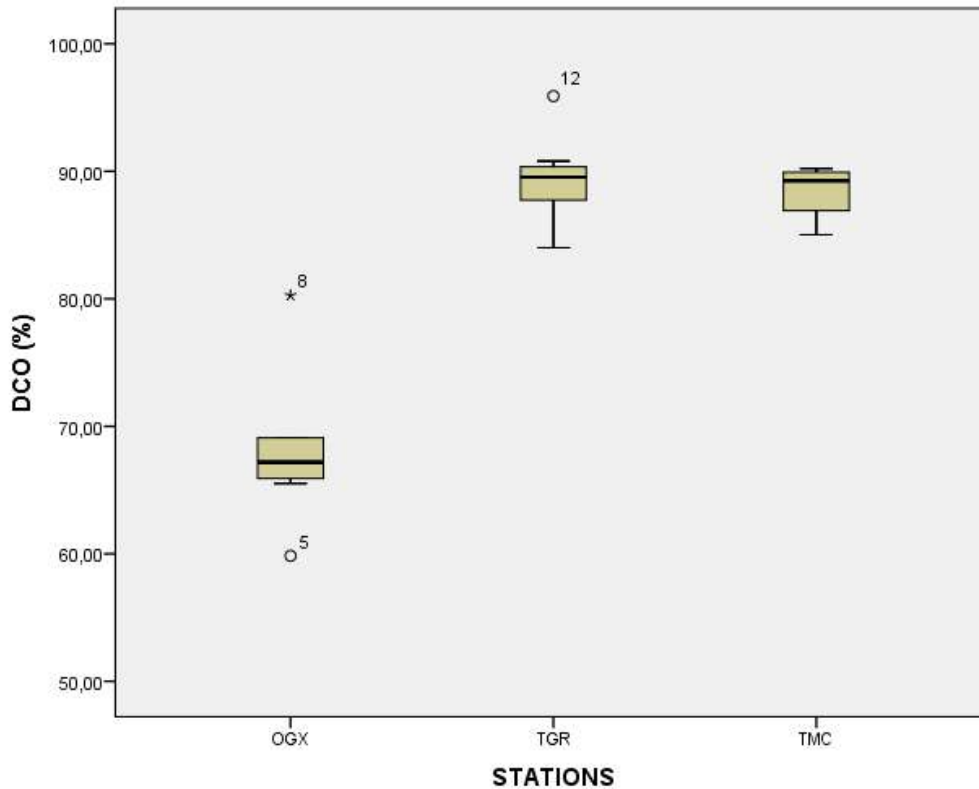
Qualitativement, la figure IV-18, ci-dessus, montre que les concentrations de la DCO des eaux usées épurées à la sortie des stations de Touggourt et de Témacine sont inférieures non seulement aux valeurs de la norme Algérienne de rejet (JORA, 2006) (120 mg/L), mais également à celles de l'OMS (1989) (90 mg/L) et de la FAO (2003) (40 mg/L). Pour le lagunage aéré de Ouargla, les valeurs obtenues sont généralement inférieures à la norme algérienne (JORA, 2006), mais ne répondent pas à celle de l'OMS (1989) et de la FAO (2003).

D'après la figure IV-19, la plupart des teneurs en DCO des quatre saisons de chaque année dépassent toutes les normes de rejet et celles d'irrigation.



**Figure IV-19.** Variations annuelles saisonnières de la DCO des eaux usées à la sortie des trois stations

La figure IV-20, ci-dessous, représente la variation des taux d'élimination de la DCO des procédés étudiés.



**Figure IV-20.** Boîtes à moustache des pourcentages d'élimination de DCO pour les trois filières

Selon la figure IV-20, le pourcentage d'élimination de la DCO est le plus élevé dans le cas de procédé de boues activées et le plus faible dans le cas de lagunage aéré.

De plus, selon la figure IV-20, ci-dessus, les trois boîtes des trois procédés sont de tailles courtes (65,5–69,1% dans OGX, 84,0–89,9% dans TGR et 85,0–90,2% dans TMC), ce qui montre qu'il y a une faible variabilité dans les valeurs du pourcentage d'élimination de la DCO pour les trois procédés. Il est à observer aussi les valeurs extrêmes dans les cas de lagunage aéré (59,8% et 80,3%) et de boues activées (95,9%). Cela serait soit dû à des erreurs lors de la saisie de données ; autrement, soit associé probablement à des erreurs de mesures.

La figure IV-20, ci-dessus, montre également que les taux de suppression de la DCO dans la station de Ouargla sont les plus faibles par rapport à ceux des deux autres stations. Les taux d'élimination maximaux sont enregistrés dans la station de Touggourt, et ils sont proches de ceux de la station de Témacine.

Pour la distribution des taux d'élimination de DCO pour un procédé donné, la figure 4 indique que la médiane est au fond de la boîte à moustache pour le lagunage aéré, ce qui

signifie une distribution asymétrique vers les faibles valeurs du pourcentage d'élimination de la DCO. Pour les procédés de boues activées et de lits plantés, les médianes sont en haut des boîtes à moustache, ce qui indique une répartition asymétrique vers les valeurs élevées du taux d'élimination.

La différence du taux d'élimination est peut-être claire entre les différents procédés, mais nous ne savons pas si cette différence est significative. Pour cela, une comparaison entre les moyennes des taux d'élimination de la DCO à l'aide d'une ANOVA unidirectionnelle est nécessaire. Les résultats de la dite comparaison sont exposés dans les tableaux IV-5 et IV-6, ci-après.

**Tableau IV-5.** ANOVA concernant les taux d'élimination de la DCO

	Somme des carrés	Ddl	Carré moyen	F	Sig.
Intergroupes	2321.320	2	1160.660	71.867	.000
Intragroupes	339.154	21	16.150		
Total	2660.475	23			

Le tableau IV-5, ci-dessus indique que les moyennes des pourcentages d'élimination de la DCO pour les différentes filières sont significativement différentes. Cependant, la signification statistique entre chaque paire de procédés n'est pas indiquée dans le tableau. Pour cela, tableau IV-6, ci-dessous, vient démontrer cette signification statistique entre chaque paire de procédés.

**Tableau IV-6.** Comparaison multiple du pourcentage d'élimination de DCO

(I) Station	(J) Station	Différence de moyenne (I-J)	Erreur Std.	Sig.	95% Intervalle de confiance	
					Limite inférieure	Limite supérieure
LA (OGX)	BA (TGR)	-21.33125*	2.00937	.000	-25.5100	-17.1525
	LP (TMC)	-20.36000*	2.00937	.000	-24.5387	-16.1813
BA (TGR)	LA (OGX)	21.33125*	2.00937	.000	17.1525	25.5100
	LP (TMC)	.97125	2.00937	.634	-3.2075	5.1500
LP (TMC)	LA (OGX)	20.36000*	2.00937	.000	16.1813	24.5387
	BA (TGR)	-.97125	2.00937	.634	-5.1500	3.2075

Selon le tableau IV-6, ci-dessus, la différence des moyennes de DCO pour les paires OGX-TGR et OGX-TMC sont statistiquement significatives ; mais ce n'est pas le cas concernant la paire TGR-TMC.

### **3.4. Discussion générale des paramètres MES, DBO<sub>5</sub> et DCO**

En général, ces taux d'élimination par rapport à ceux présentés dans d'autres travaux (Maiga et al., 2008; Hamid et al., 2014 ; Tahri et al., 2015; Hamaidi-Chergui et al., 2016) sont très acceptables et reflètent l'efficacité relative des procédures adoptées dans la zone de l'étude.

Par rapport aux travaux réalisés auparavant dans les zones de l'étude, le taux d'élimination par épuration les valeurs des DBO<sub>5</sub>, DCO et MES de la station de Ouargla sont inférieures à celles déterminées par Bachi et al. (2016) et enregistrées entre 2011 et 2013. Cela est dû à plusieurs problèmes constatés dans la station de Ouargla, comme la panne de certains aérateurs, d'où l'insuffisance d'oxygène diffusée dans l'eau et la formation d'algues dans le bassin de finition qui affectent directement la concentration de MES à la sortie.

Selon les mêmes auteurs, Bachi et al. (2016), à l'exception de la DBO<sub>5</sub> qui est stable, les taux d'élimination enregistrés entre 2011 et 2013 pour la DCO et les MES à la station de Témacine étaient inférieures à celles enregistrées entre 2011 et 2018. L'augmentation relative de l'efficacité de purification est le résultat du nettoyage, du développement et des œuvres de réhabilitation de la station de lits plantés après 2014.

Pour la filière de boues activées, la comparaison faite entre le taux d'élimination des valeurs de notre étude et ceux de Bachi et al. (2015), montre qu'il y a eu une augmentation de la valeur des taux d'élimination des trois paramètres par rapport aux valeurs de 2012 et 2013. Cette augmentation des performances de la station à boues activées est la conséquence des activités d'entretien et de réhabilitation de la station après 2014.

Pour les résultats des DBO<sub>5</sub>, DCO, MES à l'issue des systèmes de lagunage aéré et de lits plantés, il est très bien noté qu'il existe un lien remarquable entre les différents paramètres et la température de l'air. Ils augmentent avec la température de l'air et vice versa. Cela rejoint l'opinion d'Obaid et al. (2015) à propos de l'effet de la température sur le processus de traitement biologique. Ils ont rapporté que la température est considérée comme le facteur le plus difficile dans les méthodes d'épuration des eaux usées. Pour la filière de boue activée, nos résultats sont dans le même sens que ceux de Von Sperling et de Lemos Chernicharo



(2005), qui rapportent qu'il y a moins de dépendance sur la température en raison de l'apport technologique plus élevé et des niveaux de mécanisation, ainsi que le temps de séjour le plus réduit dans ce procédé par rapport aux deux autres.

D'après Musy et Higy (2004), Livingstone et Lotter (1998), Preud'homme et Stefan (1992), il existe une corrélation positive entre les températures de l'air et celles de l'eau. Lorsque la température ambiante augmente, celle de l'eau augmente et lorsque cette dernière augmente, la concentration de l'oxygène dissous (OD) diminue (**Moatar et al., 1999 ; Anonyme, 2002 ; Harvey et al., 2011 ; Walczyńska et Sobczyk, 2017**) lorsque l'activité des bactéries aérobies diminue et il n'y a pas de dégradation des matières organiques (MO) ce qui induit à de fortes concentrations des DBO<sub>5</sub>, DCO et MES à la sortie des systèmes (**Andreoni, 1989**).

Il existe, en plus des températures de l'air, un autre paramètre important qui affecte l'oxygène dissous qui est le vent (**Yu et al., 1984 ; Boyd et Teichert-Coddington, 1992**). Cet impact est visible pour le système de lagune aérée où les grandeurs de la DBO<sub>5</sub>, la DCO et la MES à la sortie étaient très élevées par rapport aux deux autres procédés en raison de pannes d'aérateurs durant les dernières années qui ont entraîné un abaissement remarquable de l'eau.

Pour la STEP de Ouargla, il est à noter qu'en absence de l'oxygène ces dernières années (pannes successives d'aérateurs), la substance de phosphore piégé entre les sédiments peut être libérée à travers des processus chimiques complexes. La substance de phosphore devient alors disponible pour les plantes aquatiques (algues) qui utilisent les excédents afin de proliférer, ce qui engendre une augmentation de la matière organique à décomposer.

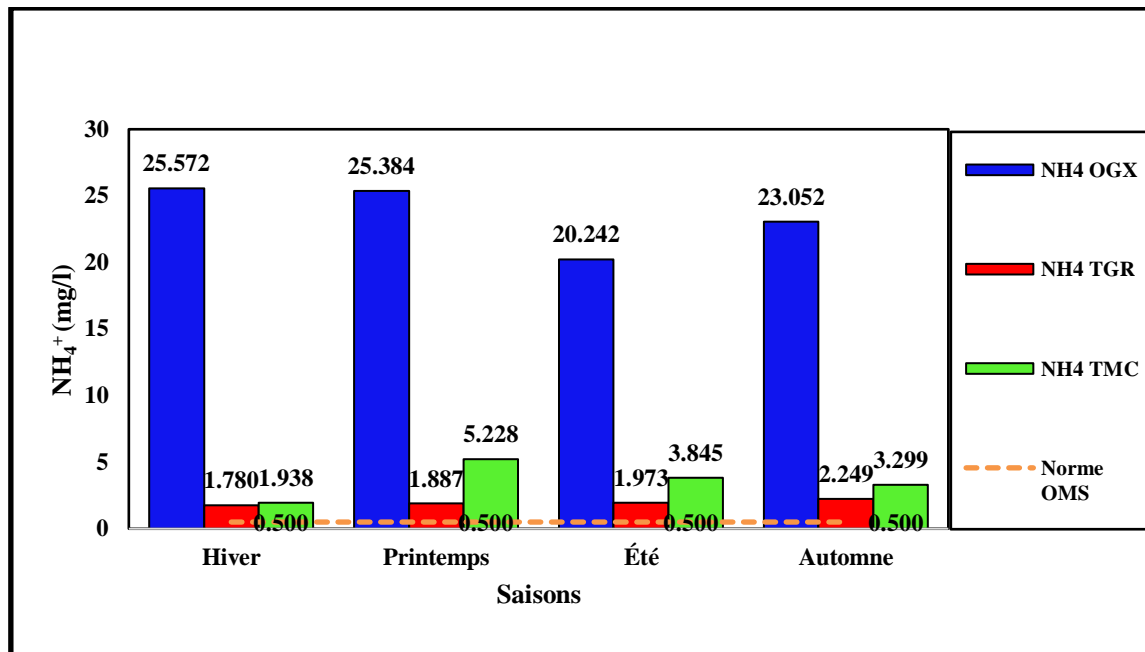
Par rapport aux différentes normes : algérienne (**JORA, 2006**), OMS (**1989**) et FAO (**2003**), et exception faite du procédé lagune aérée, les valeurs des paramètres de physique et la pollution biologique les eaux usées traitées ne représentent aucun risque pour l'environnement et peuvent être réutilisées en agriculture.

**4. Pollution azotée**

**4.1. Ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**

L'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) sous forme ionisée peut provenir de l'action de bactéries anaérobies (réduction des nitrates); cette forme azotée ammoniacale est également une consommatrice potentielle de l'oxygène (sa dégradation consomme l'oxygène de l'eau pour former des nitrates : c'est un signe de mauvais fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées) ; il est toxique pour les poissons lorsque le pH est supérieur à 8.

La figure IV-21 expose les variations saisonnières des nitrites à la sortie des trois stations durant huit ans.



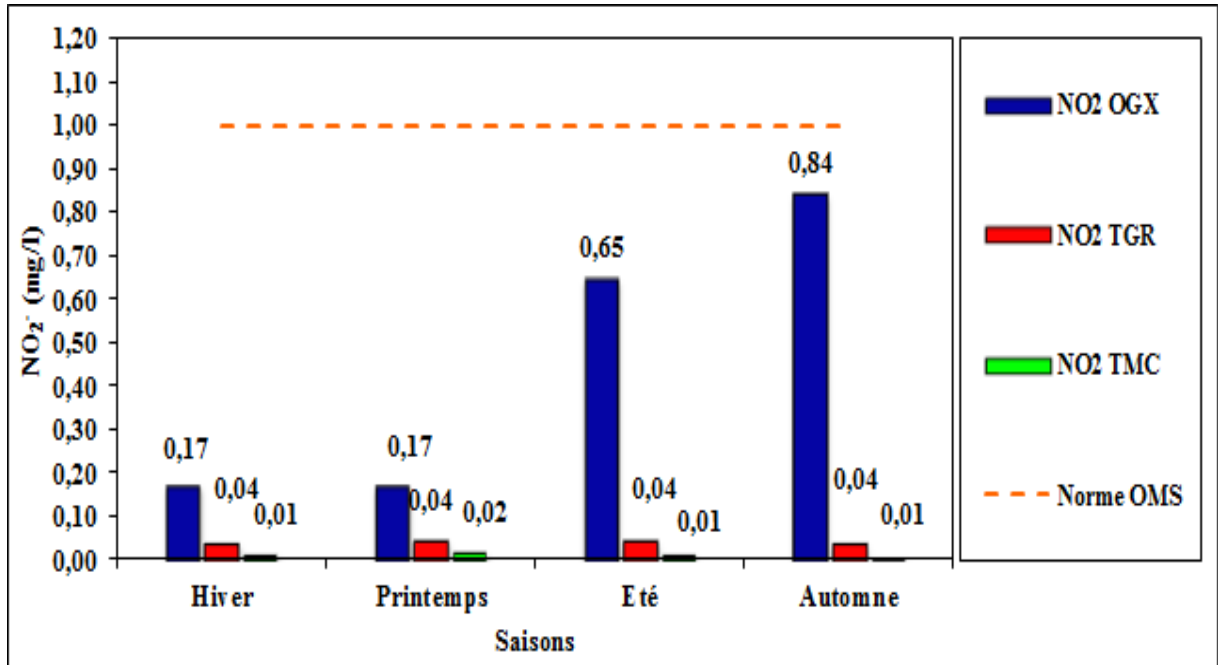
**Figure VI-21.** Valeurs d'ammonium relevées à la sortie des stations des trois procédés.

Suivant la figure VI-21 les valeurs de de l'ammonium au niveau de la sortie des trois stations sont plus élevées à la norme recommandée par l'OMS, 1989.

La STEP de Ouargla a enregistré les plus grands chiffres (en allant jusqu'à 25 mg/l) où le problème d'eutrophisation est accentué.

**4.2. Nitrites NO<sub>2</sub><sup>-</sup>**

La figure IV-22 présente les variations saisonnières des nitrites à la sortie des trois stations entre 2011 et 2018



**Figure IV-22.** Valeurs des nitrites relevées à la sortie des stations des trois procédés.

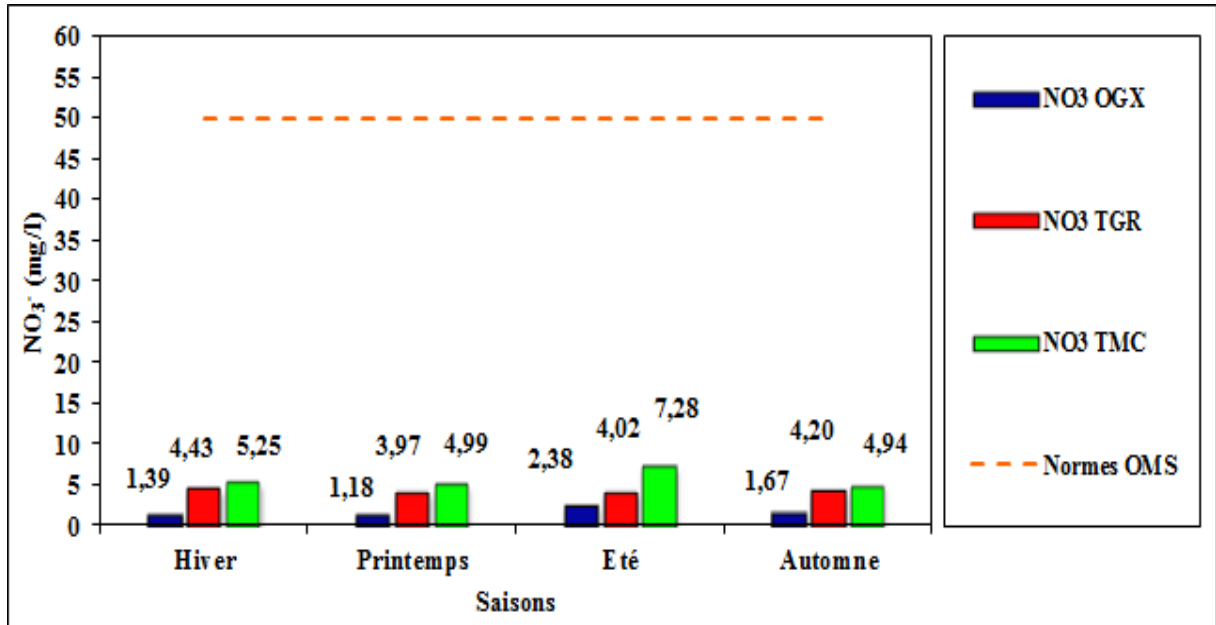
D'après la figure IV-22, ci-dessus, les valeurs maximales sont relevées au cours des quatre saisons pour le lagunage aéré et les minimales le sont dans les lits plantés.

La différence entre les valeurs moyennes du nitrite des saisons est importante dans le procédé de lagunage aéré. Pour les deux autres procédés, cette différence est presque absente. La valeur maximale du nitrite à la station de Ouargla est observée en automne et la valeur minimale en hiver et au printemps.

Pour la qualité de l'eau, les trois procédés examinés produisent des eaux usées traitées avec des valeurs de nitrites inférieures à la valeur de la norme OMS (1989) (1 mg/L).

### 4.3. Nitrates $\text{NO}_3^-$

La présente figure IV-23, ci-dessous, expose les grandeurs moyennes des nitrates à la sortie des trois stations durant chaque saison.



**Figure IV-23.** Valeurs des nitrates relevées à la sortie des stations des trois procédés.

Nous observons clairement sur la figure IV-23, ci-dessus, que les valeurs maximales sont observées pour le procédé des lits plantés et celles minimales dans la station de lagunage aéré.

Cette fois et différemment aux cas des nitrites, on observe une stabilité des valeurs enregistrées au cours des quatre saisons pour le procédé de boues activées et celui de lagunage aéré. Pour le procédé des lits plantés, la valeur maximale est notée pendant l'été et la valeur minimale en automne et au printemps.

Compte tenu de la norme de l'OMS (1989) (50 mg/L), les valeurs des nitrates des eaux usées des trois stations sont inférieures à la valeur de ladite norme.

### 4.4. Interprétation des résultats de la pollution azotée

La suppression de l'azote est l'une des étapes essentielles de l'épuration des eaux usées. Réactif l'azote se trouve sous forme de  $\text{NH}_4^+$  à des valeurs de pH typiques des eaux usées (Sprynskyy et al., 2005). C'est aussi un important contaminant dans les eaux grises domestiques et l'urine (Eriksson et al., 2002). Le cycle de l'azote, dans les eaux usées, va à

travers les différentes étapes de l'évolution biogéochimique du composé. Cela mène à la formation d'azote gazeux (diazote  $N_2$ ), partant d'azote organique et passant par l'ammoniac, les nitrites et les nitrates (**Koller, 2004**). Dans notre étude, nous nous sommes concentrés sur les nitrites ( $NO_2^-$ ) ou azote nitreux (forme chimique instable, dangereuse pour les poissons) et nitrates ( $NO_3^-$ ) ou nitrique azote (forme stable, soluble, assimilable par les plantes ou se déplaçant librement dans le sol.) (**Da-Riz et Guillard, 2000 ; Deronzier et al., 2001 ; Koller, 2004 ; CEAEQ, 2014 ; Argilier et al., 2016**).

Dans notre étude, nous avons observé qu'il n'y a pas de relation entre le nitrite et la température de l'air, et la valeur maximale a été enregistrée en automne et non en été. En fait, les microorganismes responsables de la nitrification : les bactéries oxydantes de l'ammoniac (BOA) et les bactéries oxydantes des nitrites (BON) sont fragiles et nécessitent une température d'eau constante (supérieure ou égale à  $12^\circ C$ ).

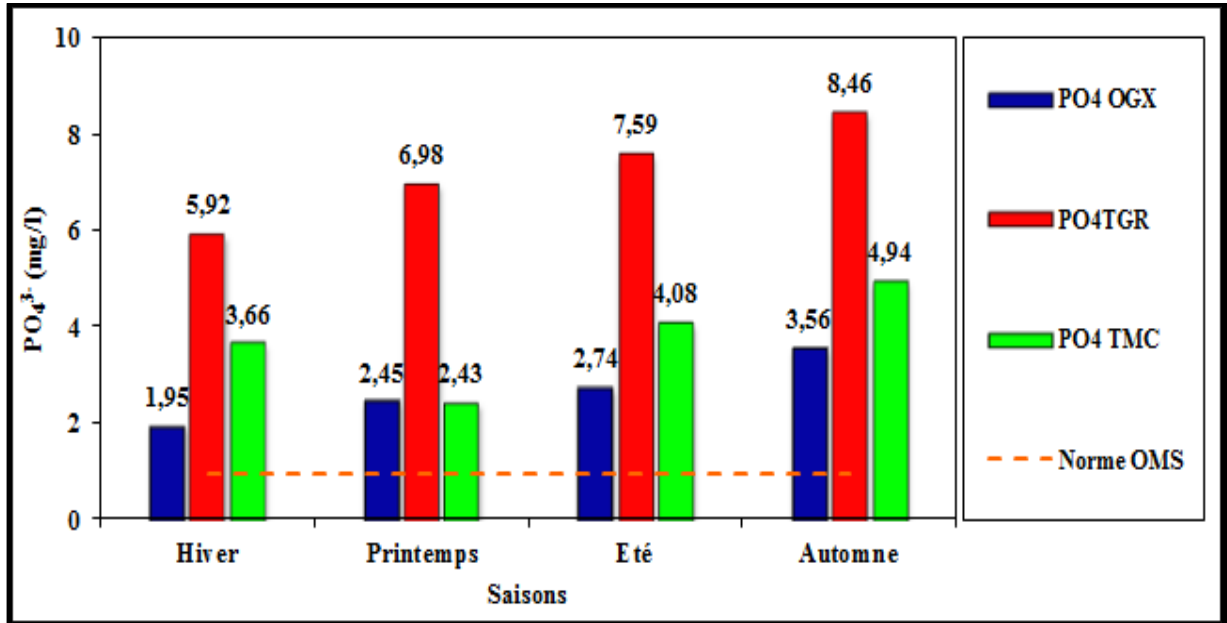
Par rapport aux recherches de Bachi et *al.* 2015 et Bachi et *al.* 2016 sur les données des stations entre 2011 et 2013, les valeurs moyennes des nitrites et des nitrates au cours des 8 années ont les mêmes tendances : valeurs maximales observées dans le procédé de lagunage aéré et minimales pour le procédé de lits plantés, pour les nitrites. Pour le nitrate, c'est l'inverse, avec des valeurs moyennes maximales observées dans le processus de lits de plantés et le minimum dans la lagune aérée.

Toujours en comparant avec les résultats de Bachi et *al.* (2015, 2016), les valeurs moyennes des nitrites durant huit ans étaient faibles par rapport à la période entre 2011 et 2013 pour les trois processus mais avec une grande différence pour le procédé de lagunage aéré. Pour le nitrate, les valeurs moyennes de 8 ans à la fin du système de lagunage aéré étaient supérieures à celles de 2011-2013. D'autre part, pour le procédé de lits plantés, les valeurs moyennes des trois années (2011-2013) étaient supérieures à celles de 8 ans (2011-2018).

Malgré ces variations des valeurs de nitrite et de nitrate à la sortie des trois stations et malgré des valeurs qui dépassent parfois les valeurs relevées à l'entrée pour le lagunage aéré, il est très intéressant de savoir que ces grandeurs sont inférieures à celles recommandées par l'OMS (1989); par conséquent, ces flux traités ne présentent aucun risque pour l'environnement.

**5. Pollution phosphorée (Ortho-phosphates)**

La figure IV-24, ci-dessous, résume les valeurs moyennes d'ortho-phosphates au cours des quatre saisons pour les trois procédés.



**Figure IV-24.** Valeurs d'ortho-phosphates relevées à la sortie des stations des trois procédés.

La figure IV-17, ci-dessus, montre que les valeurs moyennes maximales d'ortho-phosphates durant la période d'étude sont observées dans les boues activées et les minimales dans le lagunage aéré. L'automne est la saison qui a marqué les valeurs moyennes maximales d'ortho-phosphate pour les trois procédés.

En parlant de normes, les concentrations d'ortho-phosphates des eaux usées traitées des trois procédés dépassent ceux de la norme de l'OMS (1989) (0,94 mg/L).

**5.1. Interprétation des résultats de la pollution phosphorée**

La substance de phosphore dans les eaux usées est d'origine naturelle et peut avoir différent rôle (Villebrun, 1989). Les substances de phosphore dans les eaux usées, sont particulaire ou soluble, consistent principalement en : (i) phosphore inorganique et des ortho phosphates qui sont des phosphates qui peuvent être dosés sans hydrolyse ni digestion oxydante ; et (ii) phosphore organique : phospholipides, esters, poly nucléotides, etc. Le

phosphore total est la somme du phosphore inorganique et phosphore **organique (Deronzier et Choubert, 2004 ; CEAEQ, 2016)**.

D'après les résultats décrochés, les valeurs moyennes maximales pour la période de 2011 à 2018 ont été observées dans la station à boues activées, alors que les valeurs moyennes étaient dans la station de lagunage aéré.

Par rapport aux résultats de Bachi et al. (2015, 2016), les valeurs moyennes pour la période 2011-2013 étaient un peu faibles par rapport à celles de la période de 2011-2018 pour la lagunage aéré. En revanche, l'inverse s'est produit dans la station à boues activées où les valeurs étaient importantes en 2011-2013.

Au préalable, il faut savoir que la boue produite dans la filière de lagunage aéré est faible par rapport à celle produite dans la station à boues activées. Cette différence de quantité génère une différence de concentration en phosphore total (organique et inorganique) et par conséquent ortho phosphate, d'autant plus que l'on sait que dans les boues activées conventionnelles, la proportion en phosphore organique est de l'ordre de 2 % par gramme de biomasse ; dans la déphosphatation des boues activées, la teneur en phosphore organique peut atteindre 8 à 10 % par gramme de biomasse **(Deronzier et Choubert, 2004)**. Ceci explique les fortes concentrations d'ortho phosphate dans le système de boues activées.

Par rapport à la valeur exigée par l'OMS (1989), les valeurs moyennes d'ortho phosphate des trois stations sont très élevés; par conséquent, les eaux usées traitées présentent un risque pour l'environnement.

**6. Pollution bactériologique**

Le risque sanitaire représenté par les eaux résiduaires, résulte de la présence éventuelle d'un certain nombre de germes infectieux en majorité, mais non obligatoirement, d'origine intestinale. Dans les matières fécales, on trouve une grande quantité de microorganismes d'espèces différentes. On peut distinguer deux groupes de bactéries indicatrices de contamination fécale : les indicateurs spécifiques (par exemple les coliformes streptocoques fécaux), et les indicateurs non (telle que les coliformes et streptocoques totaux) spécifiques (BECHAC et al, 1983).

Les microorganismes pathogènes (virus, bactéries et parasites) et les micropolluants (métaux lourds et micropolluants organiques) qui présentent des dangers pour la santé humaine peuvent exister dans les eaux usées peuvent contenir (Beupoil et al., 2010 ; Briand et al., 2018).

Pendant la présente étude, nous nous sommes concentrés sur : les coliformes totaux (CT), les coliformes fécaux(CF), les streptocoques totaux (ST) et les streptocoques fécaux (SF) les Sulfite réductrices et *l'Echerichia coli*.

Les rendements d'élimination (R(%)) de ces germes et leurs Unités Format Colonies (UFC) à la sortie dans les deux systèmes d'épuration de cette étude sont représentés dans le tableau IV-7 ci-dessous.

**Tableau IV-7.** Rendements d'élimination et nombre de germes à la sortie des deux stations

Procédés		CT	CF	ST	SF
Boues activées	R (%)	90% à 99%	90% à 99%	58% à 99%	99%
	UFC	1100/100 ml	460/100 ml	1100/100 ml	1100/100 ml
Lits plantés	R (%)	99% à 100%	99% à 100%	99% à 100%	99% à 100%
	UFC	1100/100 ml	460/100 ml	460/100 ml	460/100 ml

D'après le tableau IV-7, ci-dessus, les taux d'élimination des coliformes totaux et fécaux sont très importants dans l'ensemble. Malgré ces taux élevés, la plupart des valeurs d'UFC à la sortie de la station à boues activées sont très élevées par rapport à celle recommandée par l'OMS (1989) pour les coliformes fécaux (1000 UFC/100 ml). En ce qui concerne les streptocoques fécaux, la majorité des valeurs à l'issue de la même STEP sont inférieures à au standard recommandé par l'OMS (1989) (1000 UFC/100 ml).



## **Chapitre IV : Résultats et discussion**

Concernant les bactéries sulfito-réductrices la lecture était indénombrable à la sortie de chaque station durant les quatre saisons. Ces bactéries ne peuvent pas vivre en présence d'oxygène. Leur présence dans un milieu, indique son appauvrissement en oxygène, elles sont aussi très résistantes aux conditions de l'environnement (chaleur, radiations ultraviolettes, désinfection chimique et hautes salinités de 2,5 à 6 %) (**Rejsek, 2002**).

D'après les normes de l'OMS relatives aux germes fécaux (coliformes et streptocoques), les valeurs d'UFC à la sortie de la station de lits plantés sont complètement inférieures aux valeurs recommandées. D'après Bachi et Bissati (2011) et dans le procédé de lits plantés, à des températures élevées le métabolisme des microorganismes est plus intensif : les conditions du milieu sont peu favorables à une reproduction des bactéries d'origines humaines et ce métabolisme actif conduit à une autolyse plus rapide.

Relativement aux normes algériennes concernant les coliformes fécaux (**JORA, 2012**), les eaux usées épurées issues des deux procédés ne peuvent pas être utilisées :

- En irrigation non restrictives ;
- Pour irriguer les produits pouvant être consommés crus (<100/100 ml) ;
- Pour les légumes qui ne sont consommés que cuits et
- Pour les légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire (<250/100 ml).

Cependant, elles peuvent être utilisées, sous des conditions, pour irriguer quelques arbres (fruitiers et forestières), quelque cultures (céréalières et industrielles) et quelques plantes (florales et ornementales) (<1000 /100 ml).

# **Conclusion générale**

***Conclusion générale***

L'épuration est un moyen qui permet d'avoir une eau non conventionnelle qui ne représente aucun danger pour l'Homme et pour l'environnement.

Plusieurs procédés biologiques sont en exécution à travers le monde. Parmi eux, le procédé de boues activées qui est le plus adopté dans plusieurs pays.

Dans la présente thèse, nous avons fait une évaluation et une comparaison entre les performances des différents procédés d'épuration biologique existant au sud de l'Algérie en prenant le cas de trois procédés biologiques dans les wilayas de Ouargla et de Tougourt, à savoir : les boues activées, le lagunage aéré et les lits plantés.

Les résultats de l'étude ont permis de conclure que :

- Les effluents bruts à l'entrée des trois STEP sont facilement biodégradables à l'exception de la station de lagunage aéré où la biodégradabilité est lente à cause probablement de la présence d'une grande partie d'eaux usées industrielles.

- Les eaux usées issues des trois stations sont d'une salinité supérieure à la norme, en particulier pour le cas de la STEP à lagunage aéré où les grandeurs enregistrées atteignent les 6 g/l ; ce qui peut affecter négativement la structure du sol et la plante. Pour le pH, les valeurs enregistrées à la sortie des trois stations d'épuration indiquent que les eaux usées épurées sont alcalines et contribuent à l'alcalinité du sol.

- En général, les procédés adoptés sont performant. Passant de 2011 à 2018 ces performances ont connu des variations qui étaient importantes dans le cas de la station d'épuration par lagunage aéré où nous avons remarqué une nette dégradation dans les taux d'élimination des différents paramètres de pollution particulaire (MES) et biologique (DBO5 et DCO). Cet abaissement en performance est dû aux pannes répétitives des aérateurs et la formation des d'algues. Pour les concentrations de ces paramètres (MES, DBO5 et DCO) à la sortie des trois stations, il est bien remarqué qu'il y a un dépassement des différentes normes dans le cas de la station de lagunage aéré de la ville de Ouargla.

- Statistiquement parlant, il y a une différence significative entre les performances épuratoires de procédés à boues activées et celui de lagunage aéré. Dans le même contexte, la variabilité des taux de dépollution est importante pour le cas de lagunage aéré.

- Pour la pollution azotée, les concentrations de nitrites à la sortie des trois stations d'épuration sont sous la norme et donc acceptable avec des valeurs maximales dans le cas de

## **Conclusion générale**

lagunage aéré. Pour les nitrates, les concentrations sont aussi inférieures à la norme mais avec des valeurs maximales dans le cas de procédé de lits plantés. Cette hausse en concentration dans le cas de lits plantés est due à l'activité biologique des plantes.

- En ce qui concerne la pollution phosphorée, nous nous sommes basés sur les concentrations de l'ortho-phosphate à la sortie des trois stations. Les valeurs enregistrées étaient en totalité supérieures à celle de la norme de l'OMS avec des maxima dans le cas de la filière de boues activées. Ceci est dû à la grande quantité de boues activées produite dans la station Touggourt d'où la grande concentration en phosphore total (organique et inorganique) et par conséquent en ortho-phosphate.

- Relativement aux résultats des analyses bactériologiques, les eaux usées issues des STEP peuvent être exploitées uniquement pour irriguer les Arbres (fruitiers et forestiers), les Cultures (industrielles et céréalières), les arbustes fourragers et les Plantes (florales et ornementales)

- Les valeurs de concentration des différents paramètres de pollution sont relativement stables dans le cas de procédé de boues activées, et ne sont pas influencées par la variation saisonnière.

En se référant à ces conclusions, il est bien conseillé d'opter, sous nos conditions climatiques, pour des stations d'épuration qui adoptent le procédé de boues activées.

# **Références bibliographiques**

A

1. Ag-assainissement, 2016 : Microstation Graf Klaro XXL
2. Ahammad, S.Z.; Graham, D.W.; Dolfing, J. 2013. Encyclopedia of Environmental Management. In Wastewater Treatment: Biological; IWA Publishing: London, UK, pp. 2645–2656.
3. Ahammad, S.Z.; Graham, D.W.; Dolfing, J. 2013. Encyclopedia of Environmental Management. In Wastewater Treatment: Biological; IWA Publishing: London, UK, pp. 2645–2656.
4. Alexandre O., Boutin C., Duchène P., Lagrange C., Lakel A., Liénard A., Orditz D. 1997 ; Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, Document technique FNDAE n°22 Cemagref, 96 p.
5. Amiri, K.; Bekkari, N.; Débbakh, A.; Benmalek, A.; Bouchahm, N. 2017. Caractérisation des eaux usées des rejets domestiques de la ville de Touggourt (Algérie). J. A. R. A., 14, pp. 104–108.
6. Andreoli V. C., Von Sperling M., Fernandes F. 2007. Sludge treatment and disposal. Biological wastewater treatment series. Vol. 6. IWA Publishing, UK, 241 p.
7. Andreoni, V. 1989. Anaerobic Digestion of Swine Slurry and agro-industrial Wastes in fixed bed up-flow digesters. In Proceedings of the Symposium, Nice, France, 19–21 June 1989; pp. 4–6, Technical Advances in Biofilm Reactor.
8. Anonyme. 2002. La dynamique de la vie. L'eau support de la vie. L'oxygène de l'eau. Cahier indicateurs N 1. Loire Estuaire Cellule de Mesures et de Bilans. Available online: [https://www.loire-estuaire.org/upload/iedit/1/pj/43684\\_2860\\_CMB\\_206106\\_L2A1.pdf](https://www.loire-estuaire.org/upload/iedit/1/pj/43684_2860_CMB_206106_L2A1.pdf) (accessed on 25 August 2022).
9. Ansari A.A., Gill S. S. 2014. Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Volume 2. Springer Science Business Media Dordrecht. 262p.
10. APS 2021. L'irrigation agricole : le nombre des stations d'épuration augmentera à 29 en 2021. <https://radioalgerie.dz/news/fr/article/20210322/208940.html>. Algérie Presse Service.
11. APS 2022. Le volume des eaux usées épurées estimé à 500 millions m<sup>3</sup>/an. <https://www.aps.dz/economie/136888-le-volume-des-eaux-usees-epurees-estime-a-500-millions-m3-an>. Algérie Presse Service.
12. Ardam, 2007. L'épuration des eaux usées : le lagunage naturel -Cas de la station de Mèze-Loupain / Ecosite du pays de Thau. [pagesperso-orange.fr/argam/images/pdf/DLagunage%20\(ad\).pdf](http://pagesperso-orange.fr/argam/images/pdf/DLagunage%20(ad).pdf).

13. Argilier, C.; Augeard, B.; Baudoin, J.M.; Poulain, P.B.; Beaujeu, G.; Bellier, J.; Benhassen, F.; Bolzan, D.; Bouligand, S.; Bourrain, X.; et al. 2016. Guide Technique Relatif à L'évaluation de L'état Des Eaux de Surface Continentales (Cours D'eau, Canaux, Plans D'eau); L'Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour L'Environnement et L'Agriculture: Irstea, France, 106p.
14. Ashley, R.; Hvitved-Jacobsen, T.; Krajewski, J.L.B. 1999. Quo vadis sewer process modeling? Water Sci. Technol. 39, pp. 9–22.

### B

15. Bachi O.E.K., 2010 : Diagnostic sur la valorisation de quelques plantes du jardin d'épuration de la station du vieux Ksar de TEMACINE. Mémoire de Magistère de l'univ. de Ouargla, 109 p.
16. Bachi, O.E.K.; Halilat, M.T.; Bissati, S. 2016. Etude comparative de deux techniques d'épuration des eaux usées sous un milieu aride (lagunage aéré et phyto-épuration) Cas de la wilaya de Ouargla. Rev. BioRessour. 6, pp. 125–138.
17. Bachi, O.E.K.; Halilat, M.T.; Bissati, S. 2015. Sewage in Algerian Oasis: Comparison of the purifying efficiency of two processes (WWTP and WWTAS). Energy Procedia, 74, pp. 752–759.
18. Bagnouls, F. and Gaussen, H. 1957. Les climats biologiques et leurs classifications. Annales de Géographie, 66, pp. 193-220. <https://doi.org/10.3406/geo.1957.18273>
19. Bassem S. 2020. Water pollution and aquatic biodiversity. Environmental Science. <https://www.semanticscholar.org/paper/Water-pollution-and-aquatic-biodiversity-Bassem/5b858cef6cba0dbf0f57c7072dbc74ffcc033205?sort=relevance>
20. Bassompierre C. 2007. Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'Institut National Polytechnique de Grenoble.
21. Baumont S, Camard JP, Lefranc A, Franconi A. 2004. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Ile-de-France. Observatoire régional de santé d'Ile-de-France, Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, France, 169pp.
22. BECHAC J.P., BOUTIN P., MERCIER B et NUER P., 1983 : Traitement des eaux usées. Ed. EYROLLES, 281 p.
23. BEDEEI, 2011 : indicateur : qualité physico-chimique générale des eaux de surface (O<sub>2</sub> dissous, DBO, azote

ammoniacal, orthophosphates), fiche technique de Bruxelles Environnement - Département Etat de l'Environnement et Indicateurs, 7p

24. Bel L. 1969 : Etude des nappes aquifères de la région de Ouargla. Rapport, Direction Départementale des travaux publics, Ouargla, Algérie, 10 p.
25. Belksier, M.S.; Chaab, S.; Abour, F. 2016. Qualité hydro chimique des eaux de la nappe superficielle dans la région de l'Oued Righ et évaluation de sa vulnérabilité à la pollution. Rev. Sci. Technol. Synth., 32, pp. 42–57.
26. Bensaha, S., 2010. la Décontamination des eaux usées sur un support naturel. Mémoire de magister en chimie, université Tlemcen, Algérie.
27. Berland, G. K., Elliott, M. N., Morales, L. S., Algazy, J. I., Kravitz, R. L., Broder, M. S. et al. 2001. Health information on the Internet. Accessibility, quality, and readability in English and Spanish. Journal of the American Medical Association, 285, pp. 2612–2621.
28. Berné F., Cordonnier J. 1991. Traitement des eaux : épuration des eaux résiduelles de raffinage - Conditionnement des eaux de réfrigération. Publications de l'Institut français du pétrole. 306p.
29. Besbes, M.; Abdous, B.; Abidi, B.; Ayed, A.; Bachta, M.; Babasy, M.; Baccar, B.B.; el Batti, D.; Salah, Y.B.; Charreton, M.B.; et al. 2003. Système Aquifère du Sahara Septentrional, gestion commune d'un bassin transfrontière. Houille Blanche, 89, pp. 128–133.
30. Blais, 2006. Assainissement des eaux usées. Institut National de la Recherche Scientifique Eau, Terre et Environnement. Cours Eau 454.
31. Bougherira N., Hani A., Djabri L., Toumi F., Chaffai H., Haied N., Nechem D., Sedrati N. 2014. Impact of the urban and industrial waste water on surface and groundwater, in the region of Annaba, (Algeria). Energy Procedia, 50, pp. 692 – 701
32. Boutin, C. 2003. Eléments de comparaison techniques et économiques des filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Ingénieries Eau. Agric. Territ. 2, 34, pp. 47–55.
33. Bouznad, I.; Zouini, D.; Nouiri, I.; Khelfaoui, F. 2016. Essai de Modélisation de la Gestion des ressources en eau dans la vallée d'Oued Righ (Sahara septentrional algérien) par l'Utilisation d'un outil d'aide à la décision WEAP. Rev. Sci. Technol. Synth., 33, pp. 56–71.
34. Boyd, E.C.; Teichert-Coddington, D. 1992. Relationship between wind speed and reaeration in small aquaculture ponds. Aquac. Eng., 11, 121–131.
35. Bradl, H. 2005. Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation. Elsevier/Academic Press, London.

C



36. Camus G. 2014. Eutrophisation des eaux continentales de surfaces et marines Planet-Vie : <https://planetvie.ens.fr/article/2095/eutrophisation>.
37. CEAEQ. 2014. Détermination Des Nitrates et Des Nitrites: Méthode Colorimétrique Automatisée Avec le Sulfate D'hydrazine et le N.E.D.; MA.300–NO3 2.0; Rév. 2 Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec; Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte Contre Les Changements Climatiques: Quebec City, QC, Canada; 13p.
38. CEAEQ. 2016. Détermination Des Orthophosphates Dans L'eau: Méthode Colorimétrique Automatisée à L'acide Ascorbique; MA. 303–P 1.1, Rév. 2; Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte Contre les Changements Climatiques: Quebec City, QC, Canada; 11p.
39. CEH, 2005. Center of Ecology and Hydrology
40. Chaib A., Alloune R. 2004. Bioépuration par lagunage naturel. Bulletin des Energies Renouvelables. pp. 21-22.
41. Chambers P.A., Allard M., Walker S.L., Marsalek J., Lawrence J., Servos M., Busnarda J., Munger K.S., Adare K., Jefferson C., Kent R.A. et Wong M.P. 1997. Water Quality Research Journal of Canada, , 32(4), pp. 659 – 713.
42. Charbonnel, Y., et Simo, A., 1986. Procédé et système de traitement biologique d'eaux résiduaires. Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
43. C.G.S.M., 2014 ; Conseil général de Seine-et-Marne.
44. Clair, N.S.; Perry, L.M.; Gene, F.P. 2003. Chemistry for Environmental Engineering and Science, 5th ed.; McGraw-Hill Companies Inc.: New York, NY, USA, 233p.
45. Commission Économique des Nations Unies pour l'Europe 2021. Manuel sur la répartition des ressources en eau dans un contexte transfrontière. Organisation des Nations Unies. Genève. 265 p.
46. CNRC, 2004. Optimisation du lagunage – Une règle de l'art du guide national pour des infrastructures municipales durables. ISBN 1-897094-67-1.
47. Curds et al., 1968 Curds C. R., Cockburn A., Vandyke J. M., 1968. An experimental study of the role of the ciliated protozoa in the activated sludge process. Wat. Pollut. Control, 67, pp. 312-329.

D

48. Dajoz, R 1985. Précis d'écologie. Dunod, Paris, 489 p.
49. Dajoz, R 2003. Précis d'écologie. Paris, France, Dunod, 615 p.
50. Dan N.P. 2001. Biological treatment of high salinity waste water using yeast and bacterial systems. Thèse de doctorat of Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development Bangkok, Thailand, 170p.
51. Da-Riz, V.; Guillard, A.S. 2000. Nitrites et nitrates dans les produits alimentaires: Le point sur la normalisation. Bull. Liaison CTSCCV, 10, pp. 403–412.
52. De Laat J. 2018. Pourquoi et comment traiter les eaux usées urbaines ? Encyclopédie de l'environnement. 14p.
53. De Martonne, E. 1926. Aréisme et Indice d'aridité. Comptes Rendus de L'Academy of Science, Paris, pp.1395-1398.
54. Degremont, 1989. Memento technique de l'eau. Edition du cinquantenaire, 9<sup>ème</sup> Edition, Tome 1.
55. Demers A, et Lacroix E, 2016 : Les eaux usées : une pollution encore et toujours à la une Comité de la recherche et de la sensibilisation Coalition québécoise pour une gestion responsable de l'eau - Eau Secours!
56. Dernas M, Elmerich P, Pouillot M. 1994. Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 182.
57. Deronzier G. et Choubert J. M., 2004. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées : Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. Document technique, FNDAE n° 29, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales.
58. Deronzier, G.; Schétrite, S.; Racault, Y.; Canler, J.P.; Liénard, A.; Héduit, A.; Duchène, P. 2001. Traitement de L'azote Dans Les Stations D'épuration Biologique Des Petites Collectivités: Le Document Technique FNDAE n 25; Cemagref Éditions: Grenoble, France, 2001; 79p.
59. Desjardins, 1997. Le traitement des eaux. Presses inter Polytechnique, 304 p.
60. Dubief J. 1959. Le climat du Sahara. Tome 1, Mémoire de l'institut Rech. Sahar., p.306.
61. Dubief J. 1963. Le climat de Sahara. Tome 2 Fascicule 1, Mémoire de l'institut Rech. Sahar., p.270.
62. Dubost D.2002. Ecologie, aménagement et développement agricole des Oasis Algériennes. Ed. Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides, CRSTRA., Biskra.

## Références bibliographiques

63. Dufour Ph., 1982 : Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale, Lagune côtière OCEANOLOGICA ACTA 1982 -VOL. 5- No 3, pp 355-363.
64. Dugniolle, H. 1980 ; L'assainissement des eaux résiduaires domestiques CSTC Revue N°3 septembre pp. 44 – 52.
65. Durand J-P et Tengour H., 1982. L'Algérie et ses populations, FeniXX réédition numérique (Éditions Complexe), coll. « Pays et populations », 1982, 301 p.
- E
66. Eaufrance, 2002 ; Estuaires, lagunes et deltas, des écosystèmes riches en biodiversité. (<https://www.eaufrance.fr/estuaires-lagunes-et-deltas-des-ecosystemes-riches-en-biodiversite>)
67. Ekama, G.A.; Wenzel, M.C. 1999. Denitrification kinetics in biological N and P removal activated sludge systems treating municipal wastewater. Water Sci. Technol., 39, pp. 69–77.
68. Emsalem R. 1970. Climatologie générale. tome I, Fondements des équilibres atmosphériques, 1970, SNED, Alger, 215 p.
69. ENGEES, 2002. Traitement des eaux usées urbaines- Chapitre 12 : Le lagunage. pp. 237-254.
70. Eriksson, E.; Auffarth, K.; Henze, M.; Ledin, A. 2002. Characteristics of grey wastewater. Urban Water, 4, pp. 85–104.
- F
71. FAO. 2003. L'irrigation Avec Des Eaux Usées Traitées: Manuel D'utilisation; University of Liège: Liège, Belgium, 2003; 73p.
72. Fonder N., Xanthoulis D., Wauthélet M. 2008. Wastewater treatment management in Belgium (Waloon Region). Environmental policies and legislation : studies and research. Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique. PP. 55-67.
- G
73. Gérard MIQUEL, 2003 : Qualité de l'eau et assainissement en France (annexes) Rapport de SENAT n° 215, tome II, déposé le 18 mars 2003.
74. GFMTE, 2005 ; «Groupe Français Macrophytes et Traitement des Eaux » Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes – Recommandations techniques pour la conception et la réalisation version 1, Agences de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse et Rhin Meuse 45p.

75. Glanic R. et Benneton J. P., 1989. Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome R TSM- l'eau- 84 année- N 11, 1989, pp. 573-584.
76. Godard A., Tabeaud M. 1993. Les climats -Mécanismes et répartition -. Collection Cursus Armand Colin, 191p.
77. Grisales Palacio Victor Hugo, 2007 ; Modélisation et commande floues de type Takagi-Sugeno appliquées à un bioprocédé de traitement des eaux usées. Thèse de Doctorat, université Paul Sabatier -Toulouse III, 231 p.

### H

78. Hade, A. 2002. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger, Fides, Québec.
79. Hamaidi-Chergui, F.; Zoubiri, A.F.; Hamaidi, M.S.; Debib, A.; Kais, H. 2016. Evaluation de l'efficacité de la station d'épuration de Médéa (Algérie). Larhyss J., 26, pp. 113–128.
80. Hamid, C.; El Watik, L.; Ramchoun, Y.; Fathallah, R.; Ayyach, A.; Fathallah, Z.; El Midaoui, A.; Hbaiz, E. 2014. Étude des performances épuratoires de la technique du lagunage aéré appliquée à la station d'épuration de la ville d'Errachidia—Maroc. Afr. Sci., 10, pp. 173–183.
81. Harvey, R.; Lye, L.; Khan, A.; Paterson, R. 2011. The Influence of Air Temperature on Water Temperature and the Concentration of Dissolved Oxygen in Newfoundland Rivers. Can. Water Resour. J., 36, pp.171–192.
82. Haseena M, Malik MF.2017. Water pollution and human health. Environ Risk Assess Remediat.,1(3), pp. 16-19.
83. Hernandez Leal, L.; Temmink, H.; Zeeman, G.; Buisman, C. 2010. Comparison of three systems for biological greywater treatment. Water, 2, pp. 155–169.
84. Heyden, 1998. L'assainissement individuel par lagunage (ou comment transformer les détergents en poissons...). Publié dans le bulletin du CEAH n°31, oct-déc 98.
85. Huynh, T. 2009. Impact of Heavy Metals on Plant/Earthworm/Telluric Microflora Interaction. PhD Thesis, East Paris University, Paris.

### I

86. Idder T. 2007. Le problème des excédents hydriques à Ouargla : Situation actuelle et perspectives d'amélioration. Sécheresse, 18 (3) : 161-167.
87. Idder, T.; Idder, A.; Cheloufi, H.; Benzida, A.; Khemis, R.; Moguedet, G. 2013. La surexploitation des ressources hydriques au Sahara algérien et ses conséquences sur

l'environnement. Un cas typique: L'oasis de Ouargla (Sahara septentrional). Tech. Sci. Méthodes, 5, pp.31–39.

88. INRA 1999. La lutte contre la pollution des eaux par les pesticides Limiter les apports, réduire les fuites. Institut National de la Recherche Agronomique. Direction de l'Information et de la Communication - 147, rue de l'Université - 75338 PARIS cedex 07.  
[https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/documents/36/183402/183402\\_doc.pdf](https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/documents/36/183402/183402_doc.pdf)

### J

89. Jegatheesan V., Weragoda S., Visvanathan C. 2008. Rapid water quality characterization for chlorine demand and THM formation in drinking waters. J. Water Supply. Res. T., 57 (2008), pp. 259-272.
90. Jing H., Chang-chun X., Bradley G. R., Xue-chun W., Pin-an R. 2017. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. Journal of Cleaner Production. 159, pp. 171-179.
91. JORA. 2009. Maximum limit values for substance content harmful effects of non-domestic wastewater when they are released into a network public sewer or in a wastewater treatment plant. Annex. Alger. Repub. Off. J. 2009, 36, 18.
92. JORA. 1993. Norms of the rejected treated wastewater. Annex. Alger. Repub. Off. J. 1993, 46, 7.
93. Jung, C.G.; Fontana, A.; Cretenot, D.; Belkhodja, M. 2002. Traitement des boues d'épuration: Comparaison entre les procédés par oxydation par voie humide et par incinération. L'Eau L'industrie Les. Nuis, 249, pp. 49–53.

### K

94. Khechana, S.; Derradji, F.; Derouiche, A. 2010. La gestion intégrée des ressources en eau dans la vallée d'Oued-Souf (SE Algérien): Enjeux d'adaptation d'une nouvelle stratégie. Rev. Sci. Fondam. Appl. , 2, pp. 22–36.
95. Kibi, N.; Sasseville, J.L.; Martel, J.M.; Blais, J.F. 2000. Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales. Rev. Sci. L'eau/J. Water Sci. 2000, 13, 21–38.
96. Klimiuk, E.; Łebkowska, M. 2008. Biotechnologia w Ochronie Środowiska; Wydawnictwo Naukowe PWN: Warszawa, Poland.
97. Koller, E. Traitement 2004. Des Pollutions Industrielles. Eau–Air–Déchêts–Sols–Boues; Dunod: Paris, France, 424p.
98. Koné MW, Kamanzi Atindehou K. et Traoré D. 2002. Plantes et médecine traditionnelle dans la région de Ferkessedougou (Côte d'Ivoire).Annales de Botanique de l'Afrique de l'Ouest 2, pp. 13-23.

99. Koné, B., 2008. Pollution lagunaire, risques sanitaires et environnementaux dans trois villages péri-urbains de la commune de Yopougon (Abidjan, Côte d'Ivoire), Thèse unique de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, 286 p.
100. Koné, B., G. Cissé, P.V. Houenou, B. Obrist, K. Wyss, P. Odermatt et M. Tanner, 2006. Vulnérabilité et résilience des populations riveraines liées à la pollution des eaux lagunaires de la métropole d'Abidjan, Côte d'Ivoire. *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Hors-série 3, URL : <http://vertigo.revues.org/1828>; DOI : 10.4000/vertigo.1828 DOI : 10.4000/vertigo.1828
101. Kone D., 2002. Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et macrophytes en Afrique de l'Ouest et du centre: Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de Doctorat, EPFL, Lausanne. 170 p.
102. Kone D., Seigneur C., et Holliger C. 2002 ; Etat des lieux du lagunage en Afrique de l'ouest et du centre. Proceedings de International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.698-707.
103. Kushwah R. K., Bajpai A., Malik S.. 2011. Characteristics of WasteWater in Sewage Treatment Plant of Bhopal”, *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, vol. 03, Issue no. 06, pp. 766- 771

### L

104. Landreau A., Sauter M.. 1983. Elements de microbiologie des eaux. Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), France. 85p.
105. Lebourgeois F., 2010. Climatic signal in annual growth variation of silver fir (*Abies alba* Mill.) and spruce (*Picea abies* Karst.) from the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Annals of Forest Science*, 2007, 64 (3), pp.333-343.
106. Leclerc H., Schwartzbrod L. et Dei-Cas E.2002. Microbial Agents Associated with Waterborne Diseases. *Critical Reviews in Microbiology* 28(4), pp.371-409.
107. Livingstone, D.M.; Lotter, A.F. 1998. The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau: A case study with palæolimnological implications. *J. Paleolimnol.*, 19, pp. 181–198.

### M

108. Macé M, 2022. La pollution de la ressource en eau : d'où vient-elle et comment la réduire ? site web : <https://www.cieau.com/connaitre-leau/la-pollution-de-leau/pollution-ressource-eau-comment-reduire/> [vu le 01/12/2022]

109. Mahurpawar, M. 2015. Effects of Heavy Metals on Human Health. International Journal of Research-Granthaalayah, 3, 1-7. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v3.i9SE.2015.3282>
110. Maiga, A.H.; Konate, Y.; Wethe, J.; Denyigba, K.; Zoungrana, D.; Togola, L. 2008. Performances épuratoires d'une filière de trois bassins en série de lagunage à microphytes sous climat sahélien: Cas de la station de traitement des eaux usées de 21E (groupe EIET-SHER). Rev. Sci. L'eau/J. Water Sci., 21, 399–411.
111. Martin, C.; Morgavi, D. P.; Doreau, M., 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. Animal, 4 (3): 351–365
112. Massensen C.2015., Algérie, Louvain-la-Neuve, De Boeck Supérieur, coll. « Monde arabe - Monde musulman », 144 p.
113. McIntosh A., Pontius, J. 2017. Science and the Global Environment : Case Studies Integrating Science Global Environment. Elsevier Radarweg 29, PO Box 211, 1000 AE Amsterdam, Netherlands. 505p.
114. Mearns A.J., Reish D.J., Oshida P.S., Ginn T., Rempel-Hester M.A., Arthur C., et al. 2013. Effects of Pollution on Marine Organisms, Water Environment Research 85, pp. 1828–1933.
115. Menoret, C. (2001). Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou Pouzzolan. [Thèse de Doctorat] : Académie des sciences et techniques du Languedoc. [France] : Université Montpellier II.
116. Mercoiret L. 2010. Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités – Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 EH. Edition Onema, 55p.
117. Metcalf and Eddy, Inc. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse, 3rd ed.; McGraw-Hill, Inc.: Singapore, 1991.
118. Metcalf et Eddy, 2003. Waste water engineering: treatment and reuse. 4e édition, révisée par G. Tchobanoglous, Burton, F. L. et Stensel H. D, Mc Graw Hill, New York, USA, 1819 p.
119. Miara, A., Vörösmarty, C. J., Macknick, J. E., Tidwell, V. C., Fete, B., Corsi, F., et al. 2018. Thermal pollution impacts on rivers and power supply in the Mississippi River watershed. Environ. Res. Lett. 13, 034033. doi:10.1088/1748-9326/aaac85
120. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELFP). 2013. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Chap. 2 Ministère de l'Environnement, de la

Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Québec, Canada.  
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap2.pdf>

121. Mittal, A. 2011. Biology Wastewater Treatment', Water Today, pp. 2–9, 'wastewater purification in small constructive wetlands'

122. Moatar, F.; Poirel, A.; Obled, C. 1999. Analyse de séries temporelles de mesures de l'oxygène dissous et du pH sur la Loire au niveau du site nucléaire de Dampierre (Loiret): 1. Compréhension des variations temporelles des teneurs en oxygène dissous et du pH en relation avec des données hydrométéorologiques. *Hydroécol. Appl.*, 11, pp. 127–151.

123. Mohod C. V., Dhote, J. 2013. Review of Heavy Metals in Drinking Water and their Effect on Human Health. *International Journal of Innovation Research in Science, Engineering and Technology* 2(7), pp. 2993-2996.

124. Molle P. 2003. Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore, thèse de doctorat, spécialité Génie des procédés, université de Montpellier-Cemagref, 267 p.

125. Moulias D. 1927. L'eau dans les oasis sahariennes, organisation hydraulique, régime juridique. Thèse de Doctorat, Univ. Alger, Algérie, 271 p.

126. Morin-Crini N. et Crini G., 2017 : Eaux industrielles contaminées ; Réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants, Ed Presses universitaires de Franche-Comté 512p.

127. Mozas M. et Ghosn A., 2013. État des lieux du secteur de l'eau en Algérie. Institut de Prospective Economique du Monde Méditerranéen..

128. Muralikrishna I.V., Manickam V. 2017. Chapter Twelve - Wastewater Treatment Technologies. *Environmental Management Science and Engineering for Industry*, pp. 249-293.

129. Musy, A.; Higy, C. *Hydrologie: Une Science de la Nature*; PPUR Presses Polytechniques: Lausanne, Switzerland, 2004; 314p.

N

130. Niang, A., Ugiziwe, J., Styger, E., Gahamanyi, A. 1996. Forage potential of eight woody species: intake and growth rates of local young goats in the highland region of Rwanda. *Agroforestry systems*, 34 (2), pp. 171-178.

131. Nicolau A., Lima N., Mota M., Madoni P. 1997. Os Protozoários como Indicadores da Qualidade das Lamas Activadas, *Boletim de Biotecnologia*, 56.



O

132. Obaid, H.A.; Shahid, S.; Basim, K.N.; Chelliapan, S. 2015. Modeling of wastewater quality in an urban area during festival and rainy days. *Water Sci. Technol.*, 72, pp. 1029–1042.
133. Office fédéral de l'environnement (OFEV).2014. Document de base sur la pollution azotée. Office fédéral de l'environnement, Division Protection de l'air et produits chimiques, Confédération Suisse.
134. Omar, Y. 2015. Bioaccumulation de quelques métaux lourds (Pb, Zn et Cu) d'origine routière au moyen d'une mousse (*Bryum argenteum* Hedw) dans la ville de Tiaret (Algérie):classes de pollution et cartographie. Thèse de Doctorat Sciences, université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes, pp.15-20.
135. OMS. 1989. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture; Technical report, No. 778; World health Organization: Geneva, Switzerland, 1989.
136. OMS, 2012 : l'utilisation sans risque des eaux usées, des *excreta* et des eaux résiduares. guide d'Organisation Mondiale de la Sante et Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD). Volume I considérations d'ordre politique et réglementaire, 128p.
137. ONA 2008. Présentation de la STEP de Touggourt. Office National de l'Assainissement.
138. ONA 2013. Présentation de l'unité pilote de traitement des eaux usées du vieux Ksar de Témachine. Office National de l'Assainissement.
139. ONA 2019. Mégaprojets: Méga projet « lutte contre la remontée des eaux de Ouargla ». Office National de l'Assainissement <https://ona-dz.org/article/megaprojets.html> [visited on 12/12/2019]
140. Ozenda P. 1991. Flore et végétation du Sahara. C.N.R.S. 3rd Edition, T.III, Paris, 660 p.
141. Ozenda P.1983. Flore du Sahara. En Editions du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Paris, 21-32.

P

142. Pagney, P., 1976. Les climats de la terre. Ed. Masson, Paris, 140p.
143. Paquin, M., Migué, J.-L. 1973. Efficacité économique et lutte contre la pollution de l'eau. *L'actualité économique*, 49(2), pp. 163–174. <https://doi.org/10.7202/802991ar>

144. Peel, M. C., Finlayson, B. L., and McMahon, T. A.: Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 1633–1644, <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>, 2007.
145. Peeters H., 2014; Les filières de traitement extensif des eaux usées – Des procédés en expansion dans le secteur de l'épuration, Centre d'expertise en traitement et gestion de l'eau, 49p.
146. Poulet J.B., Terfous A., Dap S., Ghenaim A. 2004. Station d'épuration à lits filtrants plantés de macrophytes. *Courrier du Savoir*, 05, pp. 103-106.
147. Preud'homme, E.B.; Stefan, H.G. Relationship between Water Temperatures and Air Temperatures for Central, U.S. Streams; Project Report No. 333. ST; Anthony Falls Hydraulic Laboratory, University of Minnesota: St. Paul, MI, USA, 1992.
- R
148. Racault Y. et Boutin C. 2004. Le lagunage naturel en France – Etat de l'art et tendances, n° spécial Ingénieries EAT, p 77-86
149. Racault Y., Bois J-S., Carré J., Duchêne P., Lebaudy B., Lichel P., Rateau M., et Vachon A. 1997. Le lagunage naturel – Leçons tirées de 15 ans de pratiques en France, 60 p.
150. Rajasulochana, P.; Preethy, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water—A comprehensive review. *Resour. Effic. Technol.* 2016, 2, 175–184.
151. Rajasulochana, P.; Preethy, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water—A comprehensive review. *Resour. Effic. Technol.* 2016, 2, 175–184. [Google Scholar] [CrossRef][Green Version]
152. Rakoyoarison H.A. 2008. Analyse de la qualité des eaux usées municipales dans la commune urbaine de Toliara: proposition de dimensionnement d'une station de lagunage. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention de Diplôme d'Études Approfondies. Département de Chimie Minérale et de Chimie Physique. Faculté des Sciences. Université d'Antananarivo. 112 p.
153. Ramade F. 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2ème édition, Paris : DUNOD, 1100 p.
154. Raptis C. E., van Vliet M. T. H., Pfister S. 2016. Global thermal pollution of rivers from thermoelectric power plants. *Environ. Res. Lett.* 11 104011
155. Rejsek, F. 2002. Analyse Des Eaux Aspects Réglementaires et Techniques; CRDP: Aquitaine, France, 358p.

156. Remini, B.; Kechad, R. 2011. Impact of the water table raising on the degradation of El Oued palm plantation (Algeria) mechanisms and solutions. *Geogr. Tech.* , 1, pp. 48–56.

157. Rivard-Sirois C. (2005). Opération Santé du lac Memphrémagog. Rapport final. Memphrémagog Conservation Incorporé. 239 pp.

S

158. Saggai, S.; Bachi, O.E.K.; Saggai, A. 2016. Effect of quality of phreatic aquifer water and water upwelling on constructions. A case study of Ouargla. *AIP Conf. Proc.* 2016, 1758, 030026.

159. Saggai, S.; Bachi, O.E.K.; Yamina, G. 2013. Etude de la Qualité Physico-chimique des Eaux de la Nappe Phréatique de la Région de Ouargla (Sahara Septentrional de L'Algérie). *Tunis. J. Med. Plants Nat. Prod.* , 9, pp. 44–48.

160. Salghi R. 2000. Différents filières de traitement des eaux. *Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir*, 22p.

161. Scholz M. 2016. *Wetlands for Water Pollution Control (Second Edition)*. Elsevier Science, 524 p.

162. Seidl M., Mouchel J.M., Eier U., Aquadev C. 2003. Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement. Centre d'enseignement et de recherche Eau Ville Environnement, centre conjoint de IEENGRF, de IEENPC et de IEUPVM.

163. Senat, 2003 : Qualité de l'eau et assainissement en France (annexes). Rapports d'office parlementaire N° 215 (2002-2003), tome II, déposé le 18 mars 2003, 293p.

164. Service agriculture, eau et transitions. 2018. Les stations d'épuration par disques biologiques (Fiche technique n°4). L'assainissement collectif. Service agriculture, eau et transitions.

165. Shiklomanov I. A., Rodda J. C. 2003, *World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*. Cambridge: Cambridge University Press.

166. Sivom-sag, 2016, Station d'épuration de Lavernose-Lacasse, 2p.36+++

167. Söderqvist T., Mitsch W.J., Turner R.K. 2000. Valuation of wetlands in a landscape and institutional perspective. *Ecological Economics*. 35(1), pp. 1-6.

168. Sprynskyy, M.; Lebedynets, M.; Zbytniewski, R.; Namieśnik, J.; Buszewski, B. 2005. Ammonium removal from aqueous solution by natural zeolite, Transcarpathian mordenite, kinetics, equilibrium and column tests. *Sep. Purif. Technol.*, 46, 155–160.

T

169. Tabouche, N. and Achour, S. (2004) Study of Groundwater Quality of the Eastern Region of the Algerian Northern Sahara. *Larhyss Journal*, 3, pp. 99-113.

170. Tahri, M.; Larif, M.; Quabli, H.; Taky, M.; 2015. Elamrani, M.; El Midaoui, A.; Benazouz, K.; Khimani, M. Étude et suivi des performances des traitements primaire et secondaire des eaux usées de la station d'épuration de Marrakech. *Eur. Sci. J.*, 11, pp. 139–154.
171. Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and Stensel, H.D. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*, Metcalf & Eddy Inc., McGrawHill Book Co., New York
172. Terra M., 2013. Les réalisations de l'Algérie dans le secteur de l'eau de 1962 à 2012. Journée d'étude, 14 Février Tamenrasset
173. Thompson G., Swain J., Kay M., Forster C.F. 2001. The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. *Bioresource Technology*. 77(3), pp. 275-286.
174. Toutain G., 1979- *Elément d'agronomie saharienne. De la recherche au développement*. Ed. Imprimerie Jouve, Paris, 276p.
175. Tradat, M.H. 1992. *Chimie Des Eaux; Première*, le Griffon D'argile Inc.: Sainte-Foy, QC, Canada, 1992; 537p.

### U

176. UNEP 2016. *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. United Nations Environment Programme, Nairobi.
177. UNESCO 2006. *The 2nd UN World Water Development Report: « Water a shared responsibility »*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO); New York: Berghahn Books. Chap. 4: The State of Resource.

### V

178. Valiron F. 1977. La pollution thermique de l'eau par les centrales nucléaires. *Tech. Sci. Munic. Eau*; 5 pp. 195-201.
179. Villebrun, J.F. 1989. *La Déphosphatation Biologique Appliquée à la Station d'épuration de Craon*. Rapport de la DDAF de laMayenne. 1989.
180. Von Sperling, M.; de Lemos Chernicharo, C.A. 2005. *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*; IWA Publishing: Padstow, UK, 2005; Volume II, pp. 839–1460.

### W

181. Walczyńska, A.; Sobczyk, Ł. The underestimated role of temperature–oxygen relationship in large-scale studies on size to temperature response. *Ecol. Evol.* 2017, 7, 7434–7441.

### Y

## **Références bibliographiques**

182. Yu, S.L.; Hamrick, J.M.; Lee, D. 1984. Wind Effects on Air-Water Oxygen Transfer in a Lake. In Gas Transfer at Water Surfaces; Brutsaert, W., Jirka, G.H., Eds.; Water Science and Technology Library; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 1984; Volume 2.

**Z**

183. Zajda, M.; Aleksander-Kwaterczak, U. 2019. Wastewater Treatment Methods for Effluents from the Confectionery Industry—An Overview. *J. Ecol. Eng.*, 20, pp. 293–304.

# **Annexes**

## Annexe1

**Tableau : Normes de rejets internationales données par l’OMS (2003)**

<b>Caractéristiques</b>	<b>Unités</b>	<b>Normes Utilisées (OMS)</b>
<b>pH</b>	-	<b>6,5-8,5</b>
<b>DBO<sub>5</sub></b>	mg/l	<b>&lt; 30</b>
<b>DCO</b>	mg/l	<b>&lt; 90</b>
<b>MES</b>	mg/l	<b>&lt; 20</b>
<b>NH<sup>+</sup><sub>4</sub></b>	mg/l	<b>&lt; 0,5</b>
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	mg/l	<b>1</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mg/l	<b>&lt; 50</b>
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	mg/l	<b>&lt; 2</b>
<b>Température</b>	°C	<b>&lt; 30</b>
<b>Couleur</b>	-	<b>Incolore</b>
<b>Odeur</b>	-	<b>Inodore</b>

**Annexe 2****Tableau : Normes de rejets des effluents liquides selon le JORA (2006)**

<b>Paramètres</b>	<b>Unités</b>	<b>Valeurs limites</b>
<b>Température</b>	°C	<b>30</b>
<b>pH</b>	-	<b>6.5-8.5</b>
<b>DBO5</b>	mg/l	<b>35</b>
<b>DCO</b>	mg/l	<b>120</b>
<b>MES</b>	mg/l	<b>35</b>
<b>Azote total</b>	mg/l	<b>30</b>
<b>Phosphore total</b>	mg/l	<b>10</b>
<b>Furfural</b>	mg/l	<b>50</b>
<b>Hydrocarbures</b>	mg/l	<b>10</b>
<b>Plomb</b>	mg/l	<b>0.5</b>
<b>Fer</b>	mg/l	<b>3</b>
<b>Mercure</b>	mg/l	<b>0.01</b>
<b>Cuivre</b>	mg/l	<b>0.5</b>
<b>Zinc</b>	mg/l	<b>3</b>



## Annexe 3

**Tableau : Normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation (FAO, 2003)**

<b>Paramètres</b>	<b>Unités</b>	<b>Normes</b>
<b>pH</b>	-	<b>6.5 à 8.5</b>
<b>Conductivité électrique</b>	ms/cm	<b>&lt;3</b>
<b>MES</b>	mg/l	<b>&lt;70</b>
<b>DCO</b>	mg/l	<b>&lt;40</b>
<b>DB0<sub>5</sub></b>	mg/l	<b>&lt;30</b>
<b>N03<sup>-</sup></b>	mg/l	<b>&lt;50</b>
<b>N02<sup>-</sup></b>	mg/l	<b>&lt;1</b>
<b>P0<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	mg/l	<b>&lt; 0.94</b>
<b>HCO<sub>3</sub></b>	mg/l	<b>500</b>
<b>S0<sub>4</sub><sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>400</b>
<b>Cl</b>	mg/l	<b>1065</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>400</b>
<b>Na<sup>+</sup></b>	mg/l	<b>920</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>60.75</b>
<b>Cd<sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>0.01</b>
<b>Pb<sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>0.05</b>
<b>Zn<sup>2+</sup></b>	mg/l	<b>2</b>
<b>Cr<sup>6+</sup></b>	mg/l	<b>0.1</b>
<b>NH<sup>4+</sup></b>	mg/l	<b>&lt;2</b>

**Annexe 4**

**Tableau : Barème de salinité des eaux destinées à l'irrigation**

<b>Risque</b>	<b>TDS (mg/L or ppm)</b>	<b>CE (dS/m)</b>
<b>Nul</b>	<500	<0.75
<b>Léger</b>	500-1000	0.75-1.5
<b>Modéré</b>	1000-2000	1.5-3.00
<b>Sévère</b>	>2000	>3.0

Source : **LENNTHECH, 2023**

**Annexe 5**

Le laboratoire de Riverside a classé les eaux en fonction de leur salinité. Qui a été modifiée par DURAND (1958) en ajoutant la cinquième classe

Tableau : **Classification des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité**

<b>Classes</b>	<b>Salinité (CE en dS/m)</b>	<b>Destination</b>
<b>C1</b>	<b>&lt; 0,25</b>	eaux non salines, utilisables pour l'irrigation de la plupart des cultures
<b>C2</b>	<b>Entre 0,25 et 0,75</b>	eaux à salinité moyenne, les plantes modérément tolérantes aux sels peuvent pousser dans la plupart des cas
<b>C3</b>	<b>Entre 0,75 et 2,25</b>	eaux à forte salinité, les plantes ayant une bonne tolérance aux sels peuvent seules être cultivées.
<b>C4</b>	<b>Entre 2,25 et 5</b>	eaux à très forte salinité, inutilisables normalement pour l'irrigation, exceptionnellement pour les plantes très tolérantes aux sels.
<b>C5</b>	<b>&gt; 5</b>	eaux à salinité excessive, inutilisables sauf sur sable drainé et pour des cultures très tolérantes.

Source : **DURAND, 1958**