



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
République Algérienne Démocratique et Populaire



وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة غرداية

N° d'enregistrement  
/...../...../...../.....

Université de Ghardaïa

كلية العلوم والتكنولوجيا

Faculté des Sciences et de la Technologie

قسم هندسة الطرائق

Département de génie des procédés

## THÈSE

Pour l'obtention du diplôme de Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle LMD

Domaine: sciences et technologie

Filière: Génie des procédés

Spécialité: Gestion et valorisation des ressources naturelles dans les zones sahariennes.

**Réutilisation des eaux usées traitées par lagunage naturel  
comme ressources alternatives à l'irrigation, cas STEP d'El-  
Atteuf. Application de traitement des eaux usées par un  
adsorbant à base d'argile.**

Soutenue publiquement le: 11/02/2021

Par

DJANI Meriem

Devant le jury composé de:

Kamel BOUAROUR	MCA	Université de Ghardaïa	Président
BABA AMER Zohra	MCA	Université de Ghardaïa	Directeur de thèse
Farida ALLAL	MCA	Université de Laghouat	Examinatrice
Mahmoud FERHAT	MCA	Université de Laghouat	Examineur
Mohammed Lamine SEKIRIFA	Professeur	Université d'Ouargla	Examineur
Maamer BOUMEDIENNE	MCA	Université de Tlemcen	Examineur

Année universitaire:2020/2021

## شكر و تقدير

الحمد لله الذي أنار لنا درب العلم والمعرفة وأعاننا على أداء هذا الواجب ووفقنا إلى إنجاز هذا العمل.

«الْحَمْدُ لِلَّهِ الَّذِي هَدَانَا لِهَذَا وَمَا كُنَّا لِنَهْتَدِيَ لَوْلَا أَنْ هَدَانَا اللَّهُ»

### سورة الأعراف الآية 43

نتوجو بجزيل الشكر والامتنان إلى كل من شجعني و قدم يد العون لي ودعا الله أن يوفقني في إنجاز هذا العمل وفي تذليل ما واجيتو من صعوبات.

أشكر الأستاذة المشرفة د.بابا عمر الزهرة على مجيودها المبذول لإتمام هذا البحث.

كما أشكر لجنة التحكيم بداية من الدكتور بوعرور كمال على قبوله رئاسة لجنة التحكيم و الشكر الجزيل للأستاذة د. علال فريدة والأساتذة : د.فرحات محمود, بروفيسور.سكريفة محمد الأمين و د. بومدين معمر الذين منحوا لي شرف تصحيح و تقييم عملي.

ولن يفوتنا أن نتقدم بالشكر إلى كل موظفي مؤسسة الديوان الوطني للتطبير لمدينة غارداية والشكر الخاص إلى عمال محطة تصفية المياه المستعملة وإلى كل عمال المخبر

لدي مؤسسة الجزائرية للمياه.

## إهداء

إلى روح جدي وجدتي رحمها الله

إلى من كلله الله بالهيبة والوقار .. إلى من علمني العطاء بدون انتظار ..

إلى من أحمل أسمه بكل افتخار .. أرجو من الله أن يمد في عمرك ليرى ثماراً قد  
حان قطافها بعد طول انتظار وستبقى كلماتك نجوم أهتدي بها اليوم وفي الغد وإلى  
الأبد..

والدي العزيز

إلى ملاكي في الحياة .. إلى معنى الحب وإلى معنى الحنان و التفاني..

إلى بسملة الحياة وسر الوجود

إلى من كان دعائها سر نجاحي وحنانها بلسم جراحي إلى أغلى الحبايب

أمي الحبيبة

إلى رفاق دربي في هذه الحياة اخوي

عبد الكريم ومحمد حمزة

واخواتي

مليكة نوال سهيلة و فتيحة

إلى حبيبي عمتهما أحمد ياسين ومحمد المهدي وأمها

إلى جدي وجدتي أطال الله في عمرهما

إلى خالي العزيز وخالاتي إلى أعمامي وعماتي

إلى من تحلو بالإخاء وتميزوا بالوفاء والعطاء إلى ينابيع

الصدق الصافي إلى من معهم سعدت،

إلى من كانوا معي على طريق النجاح والخير

إلى من عرفت كيف أجدهم و علموني أن لا أضيعهم  
صديقاتي



## ملخص

تعتبر مدينة غارداية منطقة شبه جافة، هذا ما يحدث السلطات المسؤولة على حماية الموارد المائية الجوفية ضد التلوث وذلك بتبني تقنيات معالجة المياه المستعملة لاستعمالها في الميدان الزراعي.

إن دراستنا هذه تهتم بمعالجة المياه الحضرية بتقنية الأحواض الطبيعية (كدراسة حالة محطة التطهير كاف الدخان في العطف ولاية غارداية) تم تقييم أداء المحطة من خلال إجراء تحاليل المياه لمجموعة من الوسائط الفيزيوكيميائية و البكتريولوجية والطفلية للمياه المستعملة والمعالجة .

بينت نتائجنا خطورة استعمال المياه الحضرية لغرض السقي دون معالجة حيث أن تركيز اغلب الوسائط فاق المعايير الوطنية والدولية لمياه السقي مما يستوجب توعية الفلاحين بخطورة هذا السلوك. من جهة أخرى بينت النتائج أن بعض مؤشرات المياه المعالجة تستجيب للمعايير السابقة ونخص بالذكر الحموضة، مجموع المواد الصلبة الذائبة، نسبة إمتزاز الصوديوم، الصوديوم، البيكاربونات ، المعادن الثقيلة، والوسائط الميكروبيولوجية، وعكس ذلك فإن الطلب على الأكسجين الكيميائي (بمعدل انخفاض 33%) ، الطلب على الأكسجين البيوكيميائي (بمعدل انخفاض 42%) ، المواد الصلبة العالقة ( قيمتها في المخرج اكبر من المدخل بسبب وجود الطحالب) والكلور (بمعدل انخفاض 16%) فإن تركيزهم فاقت القيم الحدية لمعايير الوطنية، كما نشير أن نوعية المياه المعالجة بهذه التقنية تختلف حسب الفصول.

ومن أجل تحسين نوعية المياه قمنا بدراسة فعالية الطين الطبيعي والمعالج ، حيث أعطت التحاليل فعالية الطين الطبيعي نتائج جد مرضية أفضل بكثير من المتحصل عليها من طرف الأحواض الطبيعية التي تمكنا من استعمال هذه المياه لغرض السقي بارتياح ، مما نسعى مستقبلا إلى تطبيق هذه التقنية على مستوى المنازل واستغلال هذه المياه المعالجة لسقي فأغلب سكانها يزاولون النشاط الزراعي.

تكون حركية الامتزاز للزنك على الطين ذات قيمة قصوى بعائد قدره 58.07% بعد 30 دقيقة من التلامس. أظهر تطبيق عدة نماذج من متساوي درجة حرارة التوازن أن امتزاز الزنك والرصاص يتبع نموذج *Freundlich* و *Langmuir* وأن متساوي الحرارة من النوع *L* كما أن نموذج الحركة شبه الدرجة الثانية هو الأنسب لوصف حركية الامتزاز.

الكلمات المفتاحية : الأحواض الطبيعية، الإمتزاز، المياه المستعملة، المياه المعالجة، الطين الطبيعي، محطة كاف الدخان ، السقي.

### Résumé

La ville de Ghardaïa est une région semi aride, elle exposée à la contrainte de rareté de l'eau. Ceci pousse les autorités à penser au traitement des eaux usées pour son double avantage protection des ressources hydriques souterraines et de production une nouvelle source d'eau réutilisable en agriculture.

Notre intéresons dans notre travail au traitement des eaux usées urbain par lagunage naturel (cas la STEP de Kef Eddoukhen à El Atteuf) ; la performance de cette STEP est évaluée à partir des analyses des paramètres physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques des eaux brutes et traitées.

Notre étude montre qu'il est dangereux d'utiliser les eaux usées sans traitement à l'irrigation, vue que les valeurs de la plupart des paramètres étudiés ne répondent pas aux normes algérienne et internationale des eaux destinées à l'irrigation, ceci demande de sensibiliser les agriculteurs.

Par ailleurs nos résultats montrent que certains paramètres des eaux traitées répondent aux normes d'irrigation notamment l'acidité, TDS, SAR, le sodium, les bicarbonates, les métaux lourds, les paramètres bactériologiques et parasitologiques, mais d'autre paramètres comme la demande chimique en oxygène (DCO avec un taux d'abattement 33%), la demande biochimique en oxygène(DBO5 avec un taux d'abattement 42%), la matière en suspension (la valeur de MES à l'entrée supérieure à celle de la sortie a cause des algues) et les chlorures (avec un taux d'abattement 16%) présentent des concentrations dépassent les normes. Il est aussi observé que la qualité de l'eau traitée varie selon les saisons.

L'objectif de notre travail est d'améliorer la qualité des eaux usées par d'un traitement avec l'argile brute et traitée. L'analyse d'eau traitée par l'argile brute a donné des résultats très satisfaisants, bien

meilleurs que ceux obtenus par lagunage naturel. L'eau traitée peut être utilisée pour l'irrigation confortablement. Ce que nous cherchons à l'avenir est d'appliquer cette technique car la plupart des habitants engagés dans l'activité agricole.

La cinétique d'adsorption du Zinc sur l'argile est d'une valeur maximale avec un rendement de l'ordre de 58,07% après 30 minutes de contact. L'adsorption de zinc et plomb suit le modèle de Freundlich et Langmuir et que les isothermes sont de type L, ainsi que le modèle de pseudo-second ordre est le plus adapté pour décrire la cinétique d'adsorption.

**Mots clés :** eaux traitées, eaux usées, cinétique d'adsorption, irrigation, lagunage naturel, l'argile brute, STEP Kef Eddoukhen.

#### **Abstract**

The city of Ghardaïa is a semi-arid region, exposed to the constraint of water scarcity. This leads the authorities to think about wastewater treatment because of its dual advantage of protecting groundwater resources and producing a new water source that can be reused in agriculture.

Our study interested in the treatment of urban wastewater by natural lagooning (case the WWTP from Kef Eddoukhen to El atteuf); the performance of this WWTP was evaluated based on analyses of the physico-chemical, bacteriological and parasitological parameters of raw and treated water.

Our study shows the danger of using wastewater without irrigation treatment, the values of most of the parameters studied do not meet Algerian and international standards for water intended for irrigation, this requires raising farmers' awareness.

In addition, our results show that some treated water parameters meet irrigation standards, such as acidity, TDS, SAR, sodium, bicarbonates, heavy metals, bacteriological and parasitological parameters, On the contrary, the chemical oxygen demand (COD with a

reduction rate of 33%), the biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub> with a reduction rate of 42%), the suspended matter (TSS the value of the inlet higher than that of the outlet because of algae) and chloride (with a reduction rate of 16%) their concentrations exceed the standards and as we have also observed the quality of the treated water varies according to the seasons.

The objective of our work is to improve the quality of wastewater by treatment with raw and treated clay. The analysis of water treated with raw clay gave very satisfactory results, much better than those obtained by natural lagooning. The treated water can be used for irrigation comfortably. What we are looking for in the future is to apply this technique because most of the inhabitants are engaged in agricultural activity.

The adsorption kinetics of Zinc on clay is of maximum value with a yield of the order of 58.07% after 30 minutes of contact. The application of several models of equilibrium isotherms showed that the adsorption of Zinc and lead follows the model of Freundlich and Langmuir and that the isotherms are of type L. The results also show that the pseudo-second-order model is the most suitable for describing adsorption kinetics.

**Keywords :** Adsorption kinetics, natural lagooning, waste water, treated water, raw clay, WWTP Kef Eddoukhen, irrigation.

## LISTE DES ABREVIATIONS

- AB** : Argile Brute  
**AH** : Argile purifiée par HCl  
**AFNOR** : Association Française de Normalisation  
**AS** : Argile purifiée par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>  
**AZ** : Arizona  
**BA** : Boues Actives  
**CA** : Californie  
**CE** : Conductivité électrique  
**CEE** : Conseil des Communautés Européennes  
**CEC** : Capacité d'Echange de Cations  
**CF** : Coliformes Fécaux  
**CT** : Coliformes Totaux  
**DALY** : Disability Adjusted Life Years  
**DBO** : Demande Biologique en Oxygène.  
**DCO** : Demande Chimique en Oxygène  
**E** : L'entrée de STEP  
**ERU** : Eau Résiduaire Urbaine  
**EH** : Equivalent Habitant  
**FAO** : Organisation de l'agriculture et de l'alimentation.  
**JORA** : Journal Officiel de République Algérienne  
**HC** : Hydrocarbure  
**HPLC** : Chromatographie en phase Liquide à Haute Performance  
**IANOR** : Institut Algérien de Normalisation.  
**MES** : Matière en suspension  
**MO** : Matières organiques.  
**MS** : Matières Sèche  
**MV** : Matières Volatiles  
**NASA** : National Aeronautics and Space Administration  
**OD** : Oxygène Dissous  
**OMS** : Organisation mondiale de la santé.  
**ONA** : Office national d'assainissement.  
**ONU** : Organisation des Nations-Unités  
**pH** : Potentiel d'Hydrogène  
**P<sub>T</sub>** : Phosphore total  
**REUE** : Réutilisation des Eaux Usées Epurées  
**REUT** : Réutilisation des Eaux Usées Traitées  
**RS** : le répartiteur secondaire  
**S** : la sortie de STEP  
**SAR** : Sodium Adsorption Ration  
**SF** : Streptocoques Fécaux  
**SI** : Salinité

**STEP** : Station d'Épuration

**T** : Température

**TAC** : Titres Alcanométrique Complètes

**TDS** : Salinité Total Dissous

**TH** : Titres alcanométrique simples

**TX** : Texas

**Turb** : Turbidité

**USA** : United States of America

**USAID** : United States Agency of International Développement

**USEPA** : United States Environmental Protection Agency

**UTN** : Unité de Turbidité Néphélométrique

**UV** : Ultraviolet

**LISTE DES SYMBOLES**

<b>Symbole</b>	<b>Signification</b>	<b>Unité</b>
<b>CEC</b>	Capacité d'échange de cations	milléquivalent/100g
<b>Cv</b>	Charge volumique	g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /j
<b>Ts</b>	Temps de séjour réel	j
<b>Cv</b>	Volume lagunes pour	m <sup>3</sup>
<b>Cs</b>	Volume lagunes pour	m <sup>3</sup>
<b>D<sub>r</sub></b>	La densité relative	-
<b>SST</b>	Surface spécifique totale	m <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup>
<b>W</b>	Teneur en eau	%
<b>ρ<sub>(ab)</sub></b>	La masse volumique absolue	kg/m <sup>3</sup>
<b>ρ<sub>(ap)</sub></b>	La masse volumique apparente	kg/m <sup>3</sup>

**LISTE DES UNITÉS**

<b>A°</b>	Angstrom
<b>hab</b>	Habitant
<b>He</b>	Hectare
<b>meq</b>	Milliéquivalent
<b>UFC</b>	Unités Formant des Colonies

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1</b>	La carte de wilaya de Ghardaïa	3
<b>Figure 2</b>	La commune d'El attuef	4
<b>Figure 3</b>	Températures moyennes mensuelles (période 2010-2017)	6
<b>Figure 4</b>	Variation mensuelle des précipitations (période 2010-2017)	6
<b>Figure 5</b>	Variation de l'évaporation moyenne mensuelle (période 2010-2017)	7
<b>Figure 6</b>	Variation moyenne mensuelle du vent (période 2010 - 2017)	8
<b>Figure 7</b>	Variation de l'ensoleillement moyen mensuel (période 2010- 2017)	8
<b>Figure 8</b>	La situation de STEP prendre par Google Earth	10
<b>Figure 9</b>	Le tracé du collecteur principal	12
<b>Figure 10</b>	Le profil type de la digue périphérique	13
<b>Figure 11</b>	A) Le profil type de la digue N° 01. B) Le profil type de la digue N° 02	14
<b>Figure 12</b>	Vue en 3D des équipements de prétraitement de la STEP	15
<b>Figure 13</b>	Principe de fonctionnement des bassins primaires	17
<b>Figure 14</b>	Principe de fonctionnement des bassins secondaires	19
<b>Figure 15</b>	Synoptique d'une station d'épuration comportant un lit bactérien.	24
<b>Figure 16</b>	Coupe schématique d'une station d'épuration à disque biologique	26
<b>Figure 17</b>	Épuration biologique par boues actives	28
<b>Figure 18</b>	Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel	29
<b>Figure 19</b>	Possédé de lagune à macrophyte	32
<b>Figure 20</b>	a) Tétraèdre de silice ; b) vue isométrique d'un feuillet de silice en tétraèdre ; c) schéma du feuillet de silice ; d) vue en plan du feuillet de silice.	48
<b>Figure 21</b>	a) Octaèdre d'aluminium (ou de magnésium) ; b) vue isométrique d'un feuillet en Octaèdre; c) schéma du feuillet en Octaèdre d'aluminium (ou magnésium) ; d) vue en plan du dessus du feuillet en octaèdres.	49
<b>Figure 22</b>	Présentation en perspective d'une structure de semctite	51
<b>Figure 23</b>	Photographie au microscope à balayage électronique d'une illite de Fihian, Illions. La longueur du trait de lumière est de 5 µm.	52
<b>Figure 24</b>	Schéma de la structure de chlorite.	53
<b>Figure 25</b>	Structure ionique d'un feuillet d'argile.	60
<b>Figure 26</b>	Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux	76
<b>Figure 27</b>	Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux	77
<b>Figure 28</b>	Classifications des isothermes d'adsorption à partir	89
<b>Figure 29</b>	Variation de pH selon la méthode de traitement .A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	94
<b>Figure 30</b>	Variation de température selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	95



---

<b>Figure 31</b>	Variation de conductivité électrique selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	97
<b>Figure 32</b>	Variation de la salinité selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	97
<b>Figure 33</b>	Variation de TDS selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	99
<b>Figure 34</b>	Variation de l'oxygène dissous selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	100
<b>Figure 35</b>	Variation de turbidité selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	102
<b>Figure 36</b>	Variation de TH selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	103
<b>Figure 37</b>	Variation de $\text{HCO}_3^-$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	105
<b>Figure 38</b>	Variation de $\text{Ca}^{+2}$ , $\text{Mg}^{+2}$ et $\text{Na}^+$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jour	106
<b>Figure 39</b>	Variation de SAR selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	108
<b>Figure 40</b>	Classification de nos échantillons selon le diagramme de Riverside	108
<b>Figure 41</b>	Variation de $\text{K}^+$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	110
<b>Figure 42</b>	Variation de $\text{Cl}^-$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	111
<b>Figure 43</b>	Variation de $\text{NO}_3^-$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	113
<b>Figure 44</b>	Variation de $\text{NO}_2^-$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	114
<b>Figure 45</b>	Variation de $\text{NH}_4^+$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	116
<b>Figure 46</b>	Variation de $\text{PO}_4^{-3}$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	117
<b>Figure 47</b>	Variation de MES selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	119
<b>Figure 48</b>	Variation de $\text{DBO}_5$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours	121
<b>Figure 49</b>	Variation de DCO selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	123
<b>Figure 50</b>	Variation de $\text{Fe}^{+2}$ selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée.	127

---

---

<b>Figure 51</b>	Variation de Zn selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	129
<b>Figure 52</b>	Variation de Pb selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	131
<b>Figure 53</b>	Variation de Cu selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	133
<b>Figure 54</b>	Distribution granulométrique de l'argile brute	140
<b>Figure 55</b>	Résultat des limites d'Atterberg de l'argile brute	140
<b>Figure 56</b>	Diffractogramme DRX de l'argile brute	141
<b>Figure 57</b>	Spectre Infrarouge de l'argile brute	143
<b>Figure 58</b>	Images MEB de l'argile brute	145
<b>Figure 59</b>	Spectre des éléments présents sur la surface externe de l'argile brute par EDX (énergie des rayons).	146
<b>Figure 60</b>	Cinétique d'adsorption du zinc (5mg/l) sur l'argile de El Menia	147
<b>Figure 61</b>	Détermination de constante de vitesse du pseudo seconde ordre de l'adsorption de zinc par l'argile d'El Menia	148
<b>Figure 62</b>	Isotherme d'adsorption du zinc(Zn) et de plomb (Pb) par l'argile brute	150
<b>Figure 63</b>	A/Modèle de Freundlich pour l'adsorption du zinc et de plomb par l'argile. B/ Modèle de Langmuir pour l'adsorption du zinc et de plomb par l'argile.	152
<b>Figure 64</b>	Modèle de système d'épuration par l'argile à préconiser en zone rurale.	155

---

<b>LISTE DES TABLEAUX</b>		
<b>Tableau 1</b>	Classification des STEP (lagunage) selon leurs capacités	11
<b>Tableau 2</b>	Classification des STEP (lagunage) selon la sensibilité du milieu récepteur	11
<b>Tableau 3</b>	Présente le nombre des analyses à effectuer selon le classement des STEP	11
<b>Tableau 4</b>	Présente les caractéristiques de huit lagunes primaires et leurs volumes unitaires.	16
<b>Tableau 5</b>	Présente les caractéristiques de huit lagunes secondaires et leurs volumes unitaires	18
<b>Tableau 6</b>	Trois niveaux de qualité	35
<b>Tableau 7</b>	Exigences fixées par les Etats pour un usage sans restriction	37
<b>Tableau 8</b>	Exigence de l'US-EPA pour l'irrigation de cultures	38
<b>Tableau 9</b>	Normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations	39
<b>Tableau 10</b>	Quelques exemples de récupération et réutilisation des eaux usées pendant le 20ème siècle	40
<b>Tableau 11</b>	Valeurs moyennes des dimensions relatives, des épaisseurs et des surfaces spécifiques des minéraux argileux les plus communes.	54
<b>Tableau 12</b>	Couleur des minéraux argileux en fonction des ions structuraux.	58
<b>Tableau 13</b>	Pourcentage d'absorption d'argiles en fonction de leur poids .	59
<b>Tableau 14</b>	Surface spécifique et capacité d'échange de cations de différentes argiles.	61
<b>Tableau 15</b>	Comparatif des pouvoirs d'absorption et d'adsorption de différentes argiles.	62
<b>Tableau 16</b>	Les paramètres étudiés, matériels utilisés et les méthodes d'analyses	65
<b>Tableau 17</b>	Classe de risque alcalin	107
<b>Tableau 18</b>	Evolution de la pollution bactériologique dans les eaux usées brutes, l'effluent traité de la STEP Kef El ddokhane, et les eaux traitées par l'argile	134
<b>Tableau 19</b>	Evolution de la pollution parasitologique dans les eaux usées brutes, l'effluent traité de la STEP Kef El oukhane, et les eaux traitées par l'argile	136
<b>Tableau 20</b>	Composition chimique de l'argile brute exprimée en pourcentage massique.	140
<b>Tableau 21</b>	Concentration des éléments présents sur l'argile brute	146
<b>Tableau 22</b>	Constantes de la cinétique de l'adsorption de zinc l'argile d'El Menia	148
<b>Tableau 23</b>	Paramètres des isothermes de Freundlich et de Langmuir	151

---

<b>Tableau 24</b>	Evaluation de la qualité des eaux traitées selon la norme	174
<b>Tableau 25</b>	Evaluation de la qualité des eaux traitées selon la norme algérienne d'irrigation	175
<b>Tableau 26</b>	Valeurs limites spécifiques de rejet applicables aux déversements d'eaux usées des agglomérations urbaines	176
<b>Tableau 27</b>	Normes des rejets d'effluents liquides industriels	176
<b>Tableau 28</b>	Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées	177
<b>Tableau 29</b>	Spécifications microbiologiques des eaux usées épurées destinée à l'irrigation agricole	178
<b>Tableau 30</b>	Normes de qualité physico-chimique d'eau usée pour l'irrigation.	179
<b>Tableau 31</b>	Résultats des analyses des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours. (Partie 1)	180
<b>Tableau 32</b>	Résultats des analyses des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours. (Partie 2)	181
<b>Tableau 33</b>	Résultats des analyses des métaux lourds des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.	182
<b>Tableau 34</b>	Matrice de corrélation entre les variables (Métaux lourds) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen	182
<b>Tableau 35</b>	Matrice de corrélation entre les variables (paramètres bactériologiques et parasitologiques) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen	182
<b>Tableau 36</b>	: Matrice de corrélation entre les variables (paramètres physico-chimiques) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen	183
<b>Tableau 37</b>	Matrice de corrélation entre les variables (paramètres physico-	184

---

---

	chimiques) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen	
<b>Tableau 38</b>	Matrice de corrélation entre les variables (Métaux lourds) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen	185
<b>Tableau 39</b>	Matrice de corrélation entre les variables (paramètres bactériologiques) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen	185
<b>Tableau 40</b>	Comparaison entre les eaux traitées par lagunage de Kef Eddoukhen et les eaux traitées par autre STEP de différentes techniques	186

---

**LISTE DES SCHEMAS**

<b>Schéma 01</b>	Présente les différentes étapes du traitement des boues	34
<b>Schéma 02</b>	Processus de formation de l'argile	47

**LISTE DES PHOTO**

<b>Photo 1</b>	(a) : L'eau usée brute, (b) les échantillons de traitement par argile	101
<b>Photo 2</b>	Photos réelles présentent les trois points de prélèvements dans la STEP.	173
<b>Photo 3</b>	Présente les argiles utilisées dans notre étude (a) : argile brute, (b) : argile purifiée (AH), (c) : argile purifiée (AS)	173

---

---



---

## SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION GENERALE</b>	1
<hr/>	
<b>PARTIE THEORIQUE</b>	
<hr/>	
<b>CHAPITRE 01 : ETUDE DE MILIEU PHYSIQUE</b>	
<hr/>	
1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE	3
1.2. DONNEES CLIMATIQUES	5
1.3. APERÇU GEOLOGIQUE ET DU RELIEF	9
1.4. RESSOURCES HYDRIQUES	9
1.5. AGRICULTURE	10
1.6. LOCALISATION DE LA STEP	10
1.7. CLASSIFICATION DES STEP PAR LAGUNAGE	10
1.8. DESCRIPTION DE LA STEP	12
<hr/>	
<b>CHAPITRE 02: GENERALITE SUR LES EAUX USEES</b>	
<hr/>	
2.1 QU'EST CE QUE LES EAUX USEES ?	20
2.2 L'ORIGINE DES EAUX USEES	20
2.3 TRAITEMENT DES EAUX USEES	21
2.4 L'EPURATION DES EAUX USEES	22
2.5 TRAITEMENT DES BOUES	32
2.6 LA REUTILISATION DES EAUX USEES TRAITEES (REUT)	33
<hr/>	
<b>CHAPITRE 03 : GENERALITE SUR LES ARGILES</b>	
<hr/>	
3.1 DÉFINITION	45
3.2 MINERAUX ARGILEUX	46
3.3 LES DIFFERENTS TYPES D'ARGILE	50
3.4 PROPRIETES DE L'ARGILE	59
<hr/>	
<b>PARTIE EXPERIMENTAL</b>	
<hr/>	
<b>CHAPITRE 04 : MATERIELS ET METHODES</b>	
<hr/>	
4.1 METHODOLOGIE D'ETUDE	65

---

4.2	ÉCHANTILLONNAGE	68
4.3	CARACTÉRISTIQUES DES EAUX	68
4.3.1.	Etude des paramètres physico-chimiques	68
4.3.2.	Etude des paramètres de pollution	71
4.4	CARACTÉRISATIQUE DE L'ARGILE ET L'ESSAI DE L'ADSORPTION	79
4.4.1.	Purification de l'argile	79
4.4.2.	Caractéristiques physico-chimique de l'argile	81
4.4.3.	Caractéristiques granulométrique de l'argile	84
4.4.4.	Caractérisation de l'argile par diffraction des rayons	84
4.4.5.	Caractérisation par microscopie électronique à balayage	86
4.4.7.	Adsorption	86
A.	Cinétique d'adsorption	87
B.	Isothermes d'adsorption	88

---

## CHAPITRE 05 : RESULTATS ET DISCUSSIONS

---

5.1	ETUDE HYDROCHIMIE DES EAUX	92
5.1.1	Etude physico-chimique	92
5.1.2	Etude des pollutions azotées et phosphorées	111
5.1.3	Etude des pollutions organiques	118
5.1.4	Etude des pollutions des métaux lourds	125
5.1.5	Etude de la pollution bactériologique et parasitologique	133
5.1.6	Analyse statistique	137
5.2	ETUDE DE L'ARGILE BRUTE UTILISEE ET ESSAI DE L'ADSORPTION	139
5.2.1	Caractéristiques de l'argile brute	139
5.2.2	Essai de l'adsorption	146
A.	Cinétique d'adsorption de Zinc	146
B.	Isothermes d'adsorption du zinc et de plomb	149
5.3	DESCRIPTION DE MODELE DE SYSTEME D'EPURATION PAR L'ARGILE A PRECONISER EN ZONE RURALE.	152

---

<b>CONCLUSION GENERAL</b>	156
<b>REFERENCE</b>	158
<b>ANNEXE</b>	173



# INTRODUCTION GENERALE

---

---

## **INTRODUCTION GENERALE**

Les accroissements démographiques, économiques et urbains sont à l'origine de différentes sources de pollution environnementale (pollution atmosphérique, pollution des eaux de surfaces et profondes, pollution du sol...), et ce en particulier dans les pays en développement moins préoccupés et moins sensibilisés par les risques sanitaires concomitants. Parmi ces sources de pollution les eaux usées. Ils sont souvent rejetées dans la nature (mer, rivières, sols) sans traitement préalable ce qui génère de nombreuses maladies hydriques et une propagation des épidémies [1].

L'assainissement vise donc à assurer l'évacuation et le traitement des eaux usées et des excréta, de façon à minimiser les risques qu'ils présentent pour la santé humaine et pour l'environnement [2].

L'eau est un facteur limitant du développement de l'agriculture, sa rareté est appréhendée en termes de stress hydrique et d'irrégularité de la ressource, ces deux facteurs sont susceptibles de s'accroître avec le changement climatique [3].

La réutilisation en agriculture des eaux résiduaires urbaines après traitement s'est généralisée. Des réglementations ont été mises au point dans de nombreux pays et de multiples expériences à travers le monde continuent de fournir les bases d'une gestion efficace et saine de ces eaux usées. En Algérie, la présence de normes de rejet spécifiques à la réutilisation des eaux usées en agriculture (Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993 et décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006) ainsi que la présence de textes réglementaires fixant la modalité de réutilisation des eaux usées et la liste des cultures et les conditions de leur irrigation par les eaux usées épurées (Décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007 et l'arrêté interministériel du 2 janvier 2012) constituent une promotion de projets de réutilisation des eaux usées épurées [3].

L'objectif de ce travail consiste à étudier la performance épuratoire de la STEP de Kef Eddoukhen de la ville de Ghardaïa (sud de l'Algérie), et de les comparer avec la nouvelle solution que nous proposons qui consiste à l'utilisation de l'argile pour le traitement des eaux usées.

Les principaux facteurs qui nous permettent d'évaluer la qualité des eaux usées traitées sont le paramètre physico-chimique, la pollution bactériologique et parasitologique.

Dans le but d'approfondir chacun des points mentionnés ci-dessus cette thèse est organisée en cinq chapitres.

Dans le premier chapitre, nous sommes intéressés à la description du milieu où se trouve la STEP étudiée.

Le deuxième chapitre contient des informations générales sur les eaux usées et nous terminons ce chapitre par un exposé des différentes réglementations dans le monde qui déterminent le niveau de qualité des eaux usées à utiliser en agriculture et aquaculture.

Le troisième chapitre est consacré aux notions générales sur les argiles, leurs origines selon leurs structures chimiques ainsi que leurs couleurs sont présentées aussi dans ce chapitre.

Le quatrième chapitre aborde les méthodes et les matériels utilisés pour déterminer les caractéristiques des eaux. Ces détails sont détaillés. Pour terminer ce chapitre nous détaillons les différentes propriétés de l'argile et nous donnons un aperçu sur le processus d'adsorption.

Le cinquième chapitre présente les différents tests effectués pour le traitement des eaux usées par l'argile brute, de l'argile purifiée et activée. Les résultats obtenus par les tests expérimentaux sur une période d'essai de trois jours sont présentés puis comparés par ceux obtenus par lagunage naturel.

Pour terminer, nous avons clôturé notre étude par une conclusion générale où sont récapitulés les principaux résultats obtenus, on présente les différentes perspectives et recommandations de ce travail.

# CHAPITRE 01

## Etude du Milieu Physique

## 1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE

### 1.1.1. Présentation de la région de Ghardaïa

La Wilaya de Ghardaïa se situe au centre de la partie Nord de Sahara. À environ 600 Km de la capitale Alger. Ses coordonnées géographiques sont :

- Altitude 480 m.
- Latitude 32° 30' Nord.
- longitude 3° 45' Est.

La wilaya de Ghardaïa couvre une superficie de 86560 km<sup>2</sup>, elle est limitée au Nord par la Wilaya de Laghouat, au Nord Est par la Wilaya de Djelfa; a l'Est par la Wilaya d'Ouargla; au Sud par la Wilaya de Tamanrasset; au Sud- Ouest par la Wilaya d'Adrar; a l'Ouest par la Wilaya d'el-Bayadh. (Fig.01).

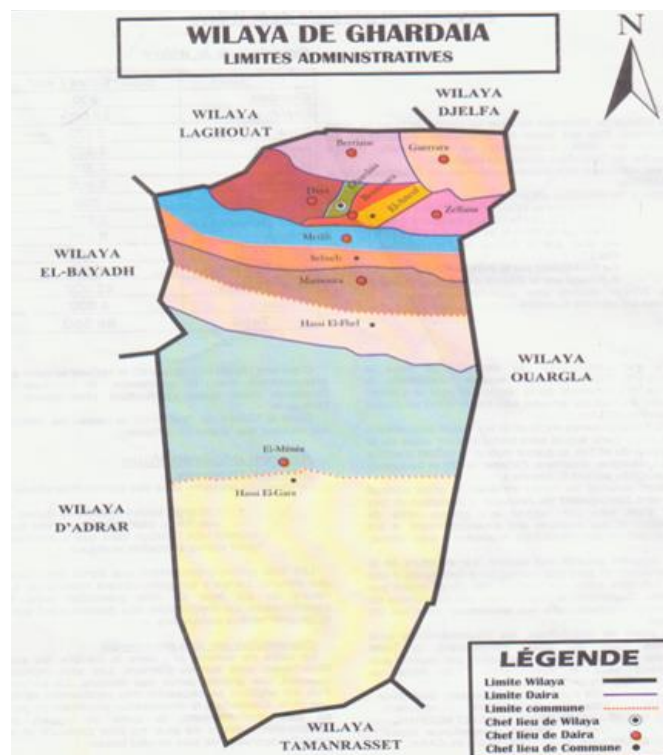


Figure 01 : La carte de wilaya de Ghardaïa [4]

La wilaya comporte actuellement 13 communes regroupées en 9 daïras pour une population 405015 habitants, soit une densité de 4,88 habitants/ km<sup>2</sup> [4].

### 1.1.2. Présentation générale d'El Attuef

La Commune d'El Attuef a connu ces derniers temps une évolution très rapide en matière de population et d'espace d'origine Oasienne. Elle couvre une superficie de 750 Km<sup>2</sup> et abrite une population de 14752 habitants [5].

Ces limites communales sont :

- Au nord de la commune de **Berraine** et **Guerara**
- Au Sud la commune de **Metlili** .
- A l'Est la commune de **Zelfana**.
- A l'Ouest la commune de **Ghardaia** et **Bounoura**.

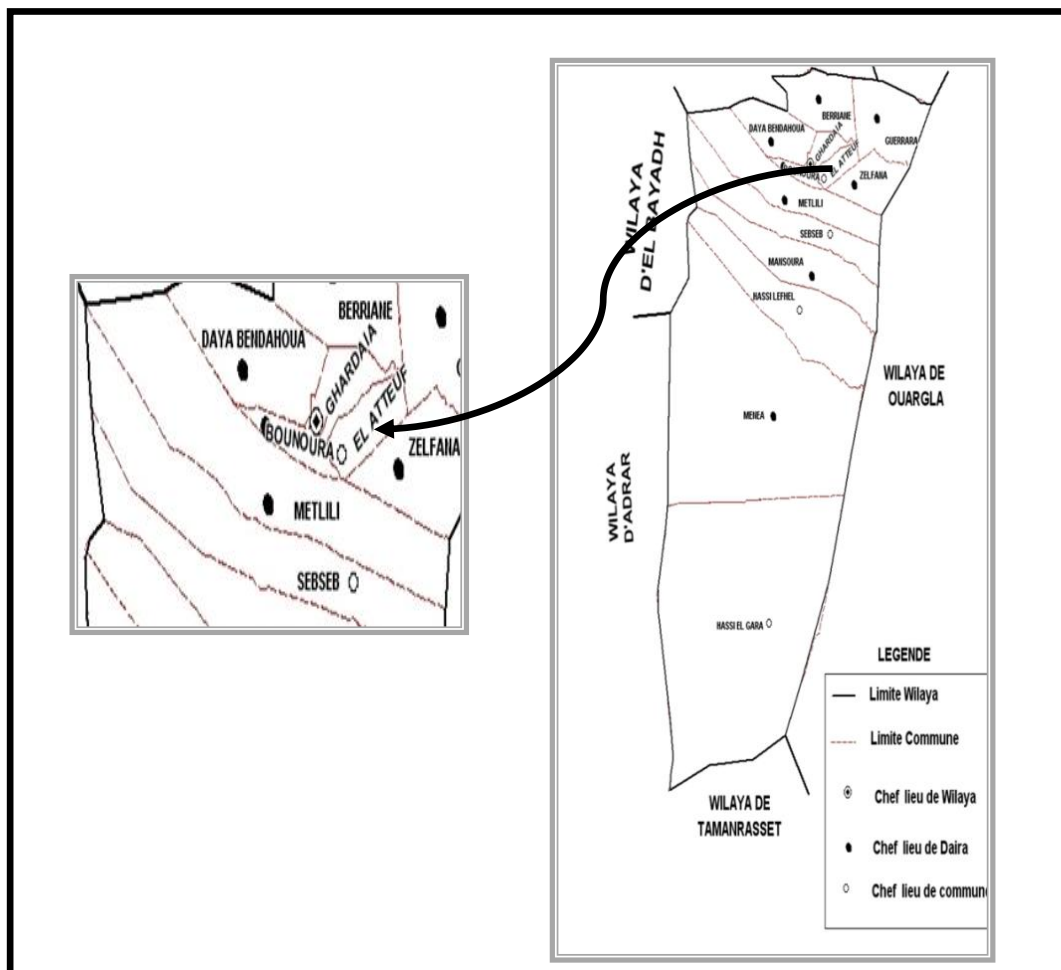


Figure 02 : La commune d'El Attuef [5]

## 1.2. DONNEES CLIMATIQUES

Le territoire de Ghardaïa s'insère dans un ensemble physique plus vaste et très hétérogène. Il présente une diversité physique et une richesse paysagère remarquable. Mais certains éléments lui sont propres et l'individualisent :

- le climat de la région de Ghardaïa se caractérise par une grande sécheresse de l'atmosphère la quelle se traduit par un énorme déficit de sa saturation et d'évaporation considérable ainsi la très forte insolation due à la faible nébulosité qui sous cette altitude donne l'importance accrue aux phénomènes thermiques
- Le climat Saharien se caractérise par des étés aux chaleurs torrides et des hivers doux, surtout pendant la journée.
- La très faible pluviosité à l'extrême fait disparaître la couverture végétale, accroît l'importance du moindre souffle de vent et lui permet des actions mécaniques toujours notables [6].

### 1.2.1. Température

La figure 3 montre la variation des Températures moyennes mensuelles de la série étudiée. On peut remarquer que la température moyenne annuelle autour de 22,78°C, la température moyenne la plus basse apparaît au mois de janvier avec 11,35°C, alors que la plus élevée se présente en juillet où elle atteint 43°C [7].

La saison chaude s'étend de mai à octobre, pendant les quels les températures mensuelles sont supérieures à la moyenne annuelle, alors que la saison froide s'étend de novembre jusqu'à mars (Fig 3).

### 1.2.2. Pluviométrie

Les valeurs totales mensuelles de précipitation de la série étudiée présentent dans la figure 4.

On peut distinguer deux périodes distinctes : une période très sèche qui correspond à la saison d'été (juin, juillet et aout) caractérisée par un déficit pluviométrique bien marqué et une période sèche qui correspond au reste de l'année.

D'autre part, le mois le plus pluvieux se situe en automne pendant octobre. La période la plus sèche est représentée par juillet.(Fig 4).

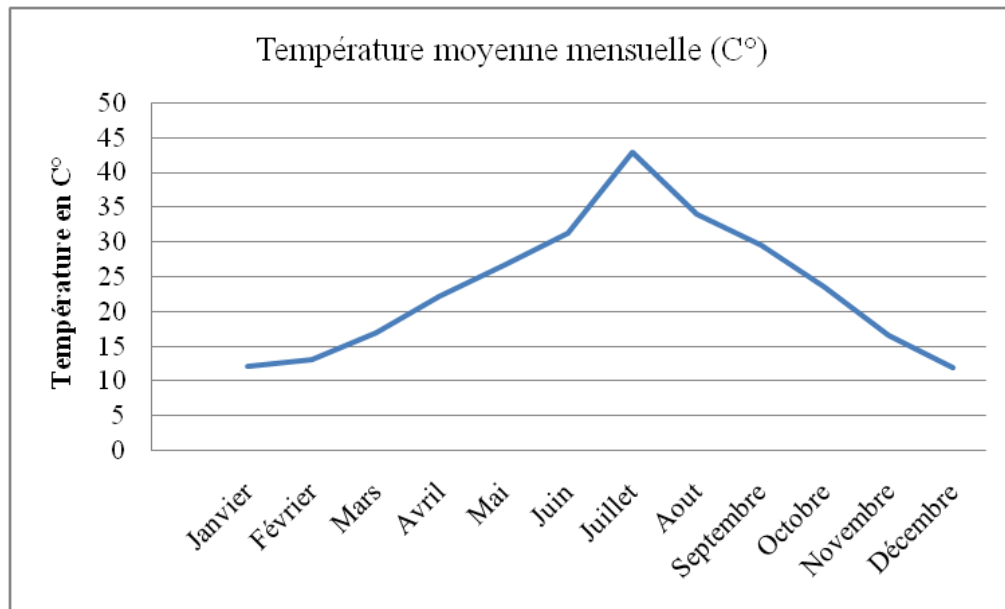


Figure 03 : Températures moyennes mensuelles (période 2010-2017) [7]

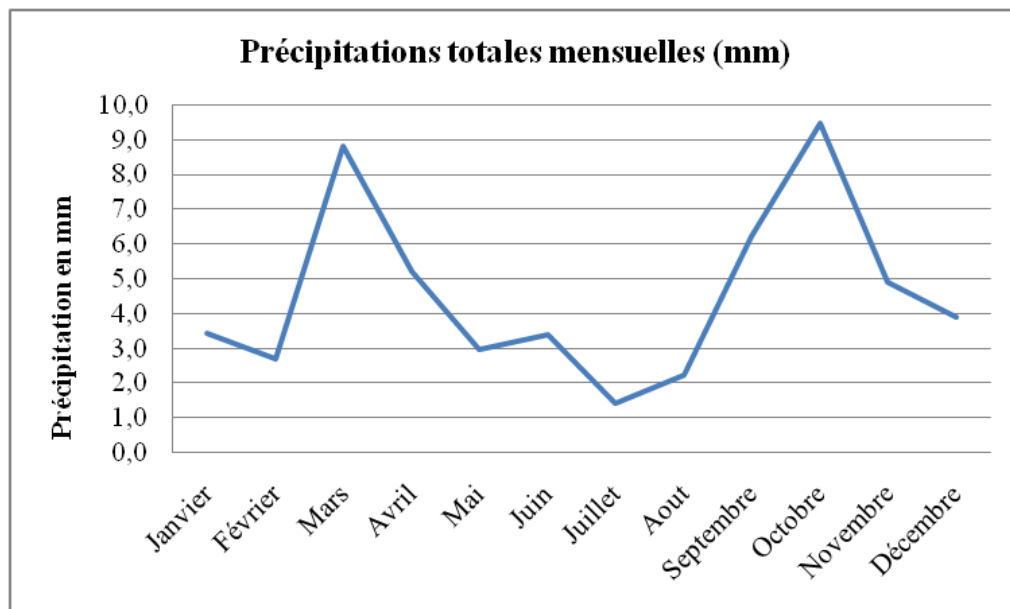


Figure 04 : Variation mensuelle des précipitations (période 2010-2017) [7]



### 1.2.3 Evaporation

La quantité d'eau évaporée dans la région de Ghardaïa est influencée par le degré de température, les vents et les précipitations, elle augmente quand ceux-ci augmentent et vice versa ;

On constate généralement des valeurs élevées (434,1mm) pendant les périodes chaudes (juin, juillet, août), les valeurs les moins élevées sont enregistrées au cours de moins de janvier et février ;

L'évaporation annuelle à la station de Ghardaïa est de l'ordre 3154mm (Fig 5) [6].

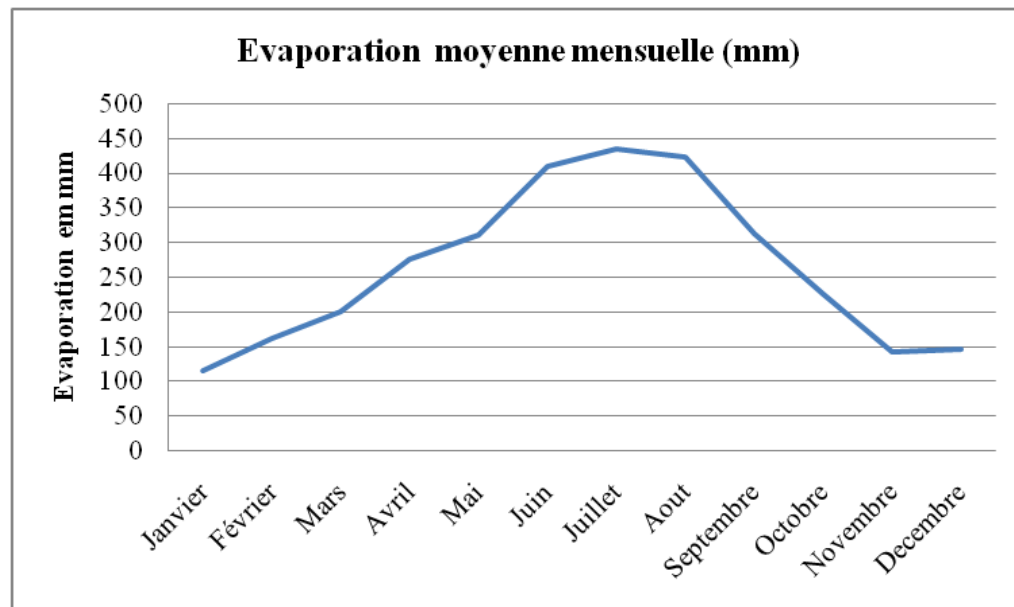


Figure 05 : Variation de l'évaporation moyenne mensuelle (période 2010-2017) [6]

### 1.2.4 Les vents

La variation de la vitesse moyenne mensuelle du vent de la période étudiée présentée dans la figure 6.

Les valeurs oscillent entre 10.09 et 15.46 Km/h avec une valeur moyenne de 13.01Km/h, les valeurs les plus élevées enregistrées au mois février, mars et avril; d'autre part la plus bas valeur est de 5.6 Km/h enregistrée au mois octobre.

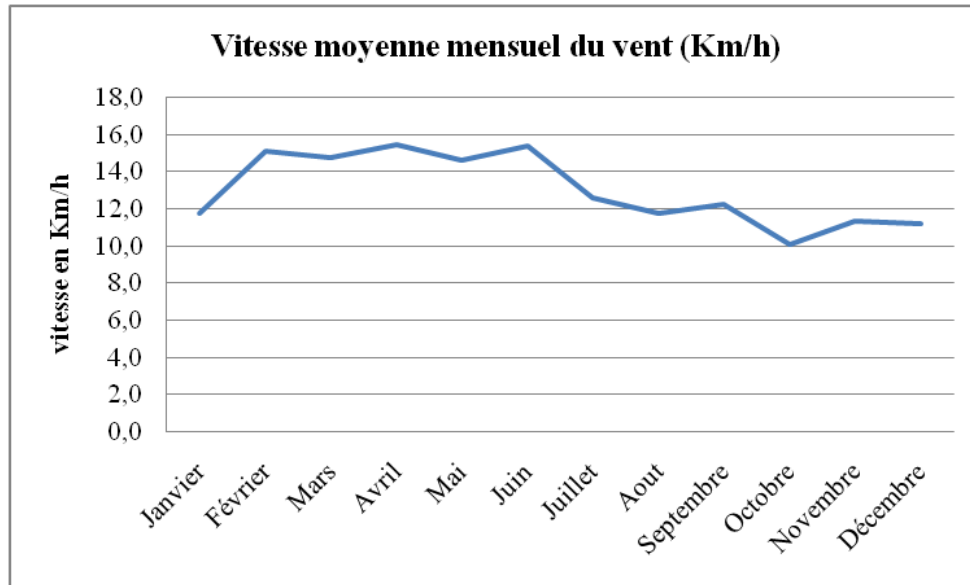


Figure 06 : Variation moyenne mensuelle du vent (période 2010 - 2017) [7]

### 1.2.5 Insolation

Les valeurs mensuelles moyennes de l'insolation au niveau de la station de mesure de Ghardaïa pour l'année 2010 sont les suivantes, Le maximum d'insolation est relevé en juillet, et le minimum au mois de janvier [6] (Fig 7).

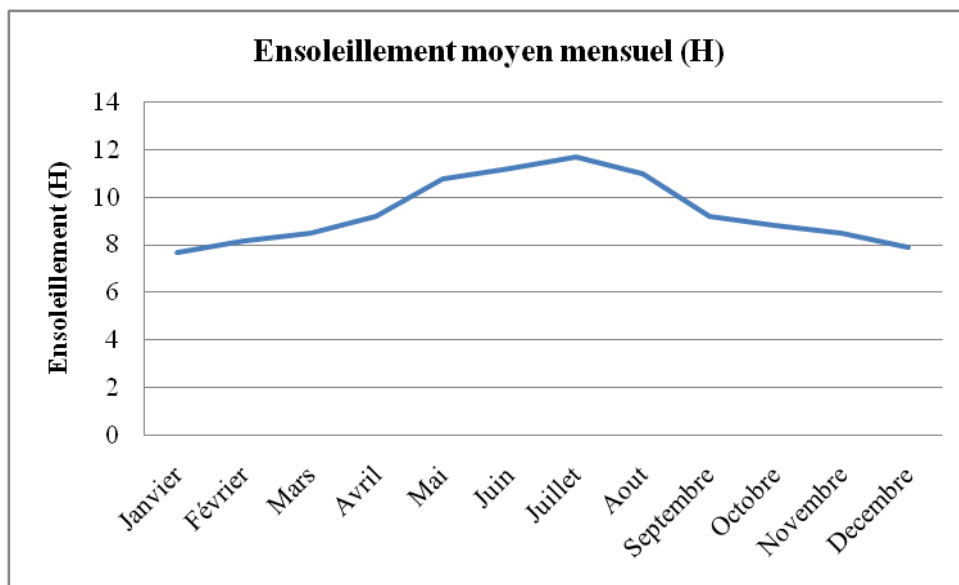


Figure 07 : Variation de l'insolation moyen mensuel (période 2010- 2017)

[6]

### **1.3. APERÇU GEOLOGIQUE ET DU RELIEF**

La région de la "Chebka" est caractérisée par un important réseau hydrographique, mais il est à sec pendant presque toute l'année; cela est dû à la faiblesse et l'irrégularité des précipitations. Mais cela n'exclut pas des possibilités de crues importantes tous les 3 à 5 ans.

En bordure des Oueds, quelques débris argilo-siliceux constituent es sols relativement pourvus. En faible profondeurs les marnes retiennent la nappe phréatique alimentée par les crues d'oueds.

Entre 400 et 1000 mètres de profondeur, la couche de grès Albien forme une sortie d'immense cavité retenant une importante nappe d'eau.

La Chebka du Mzab qui doit son nom à son aspect extrêmement crevassé est une région qui présente une unité topographique, climatique et géologique caractéristique [6].

La superstructure du sol est essentiellement formé de couches assez plates de formations calcaires turonienne généralement légèrement surélevées en dorsales d'orientation Nord –Sud affectant une forme générale en pupitre d'inclinaison très douce du Nord –Ouest vers l'Est et plus abrupte vers l'Ouest, cette dorsale sépare le Sahara oriental au Sahara occidental [6].

### **1.4. RESSOURCES HYDRIQUES**

Actuellement on utilise, sans compter les réserves d'eau fossile situées dans la couche géologique du continent intercalaire (nappe albienne).

Les forages vont chercher l'eau à de grandes profondeurs. On parle d'une fabuleuse réserve de 800.000 m<sup>3</sup> située en dessous du grand Erg Oriental mais quelques soient les estimations, il n'y a qu'une certitude : ces réserves ne sont pas réalimentées et donc limitées dans le temps (R.PDAU, 2014) [6].

Actuellement, l'alimentation en eau s'effectue par des forages de profondeur variable de 350 à 500 mètres puisant l'eau fossile de la nappe albienne [6].

## 1.5. AGRICULTURE

L'agriculture représente la principale activité dans la vallée, dont l'occupation du sol est répartie en trois étages ;

- ❖ La phoéniciiculture (agriculture des palmeraies) ;
- ❖ Les arbres fruitiers ;
- ❖ Cultures maraîchères et fourragères en intercalaires.

Le système d'irrigation se fait par submersion traditionnelle à partir des seguias (rigoles) ; rares sont ceux pratiquants l'aspersion et le goutte à goutte [6].

## 1.6. LOCALISATION DE LA STEP

La STEP est située à environ 21 km au sud-est de Ghardaïa, à l'aval de la digue d'El Atteuf. Elle occupe une superficie d'environ 79 ha. Elle est caractérisée par un débit moyen d'eaux usées: 46 438 m<sup>3</sup>/jour (140 L/jour/EH), une population raccordée équivalente: 331 700 EH (2030); et une charge organique: 11610 kg DBO<sub>5</sub>/jour (35 g DBO<sub>5</sub>/jour/EH) [7].



Figure 08 : La situation de STEP prise par Google Earth

## 1.7. CLASSIFICATION DES STEP PAR LAGUNAGE

Les stations de lagunage sont réparties selon leurs capacités en trois catégories E, F et G [8] ;

**Tableau 1 : Classification des STEP (lagunage) selon leurs capacités [8]**

Catégories E	Capacité < 20 000 Eq/hab
Catégories F	20 000 < capacité < 40 000 Eq/hab
Catégories G	Capacité > 40 000 Eq/hab

Et selon la sensibilité du milieu récepteur (rejet final) en trois zones [8] :

**Tableau 2 : Classification des STEP (lagunage) selon la sensibilité du milieu récepteur [8]**

Zone 1	En amont des barrages
Zone 2	Zone littorale (Mer)
Zone 3	Autre milieux (Oued, Chott, Sebkha)

D'après les tableaux précédents le classement de station d'El attuef est **la catégorie G**, et **la zone 03** selon la sensibilité du milieu récepteur.

Le tableau suivant présente le nombre d'analyses à effectuer par mois selon le classement des STEP [8].

**Tableau 3 : Le nombre des analyses à effectuer selon le classement des STEP [8]**

	Catégorie E			Catégorie F			Catégorie G		
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 1	Zone 2	Zone 3
	E1	E2	E3	F1	F2	F3	G 1	G 2	G 3
débit m <sup>3</sup> /j	30	30	30	30	30	30	30	30	30
MES	3	2	1	6	4	2	9	6	3
MVS	3	2	1	6	4	2	9	6	3
DCO	3	2	1	6	4	2	9	6	3
DBO <sub>5</sub>	3	2	1	6	4	2	9	6	3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1	1	1	3	1	1	6	4	1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	1	1	1	3	1	1	6	4	1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	1	1	3	1	1	6	4	1

NTK	1	1	1	3	1	1	6	4	1
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	1	1	1	3	1	1	6	4	1
PT	1	1	1	3	1	1	6	4	1

## 1.8. DESCRIPTION DE LA STEP

La STEP est composée d'un ensemble d'ouvrages suivants [7]:

### 1.8.1 Collecteur principal d'amenée

- Construit sur une digue de protection sur la rive gauche de l'oued M'Zab.
- Composé de 2 conduites de 1000 mm de diamètre, et 79 regards (préfabriqués et coulés en place);
- Une pente régulière de 0,2 % sur un linéaire de 5134 m (de la digue d'El Atteuf jusqu'au Répartiteur Principal du Traitement Primaire);
- Un débit maximal de conception: 1396 L/s; (Fig 9).

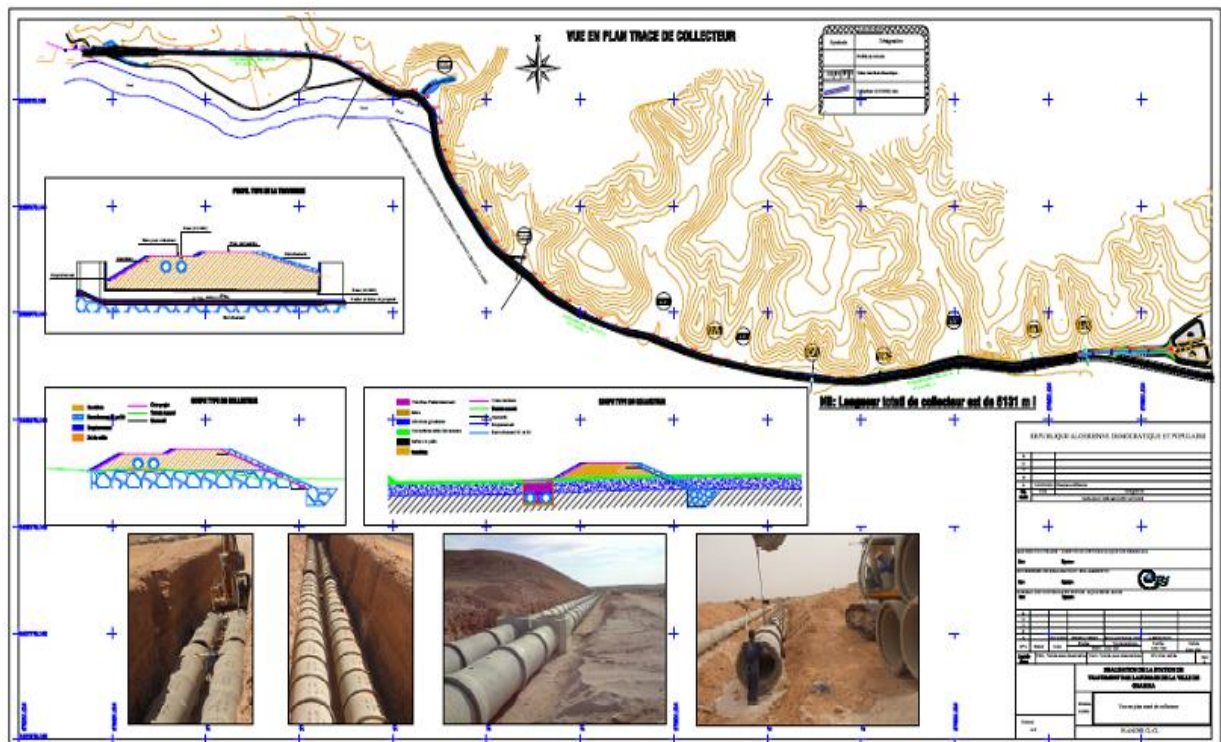


Figure 09 : Le tracé du collecteur principal [7]

### 1.8.2 Digues de protection de la STEP et chenal de déviation

La figure N° 8 présente la digue périphérique pour protection de la STEP des crues de l'oued M'Zab; et les digues N°01 et N°02: déviation (via un chenal construit à cet effet) des eaux du bassin versant et blocage du retour des eaux vers la STEP.

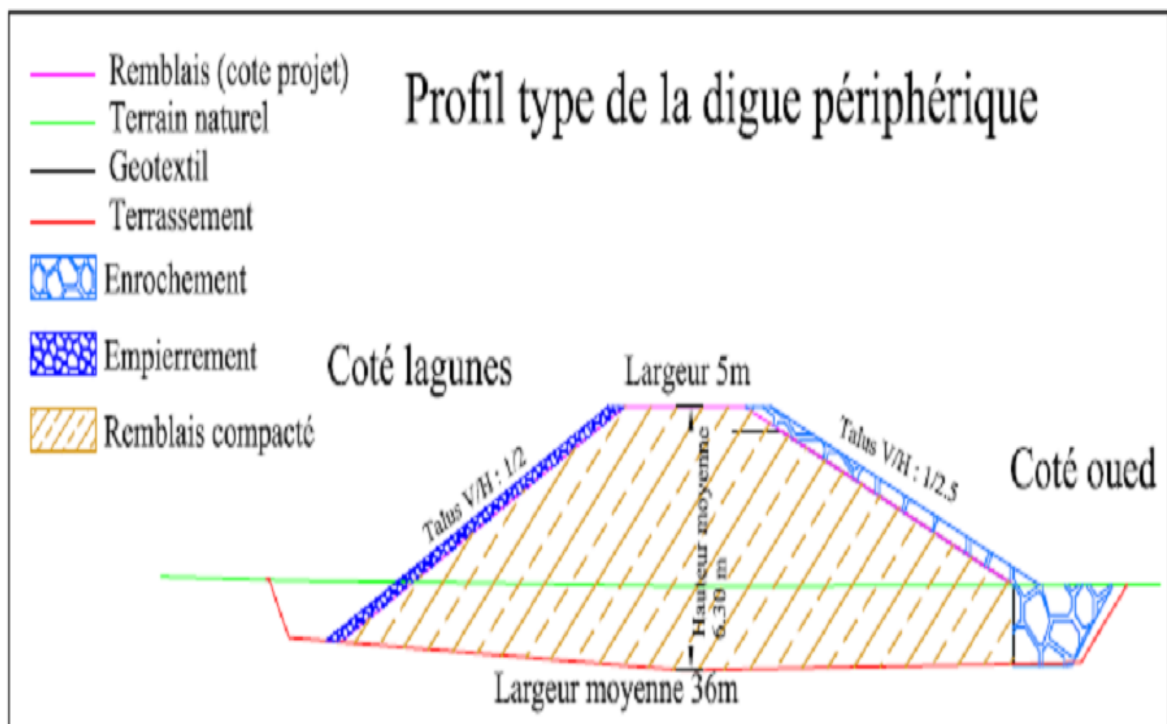
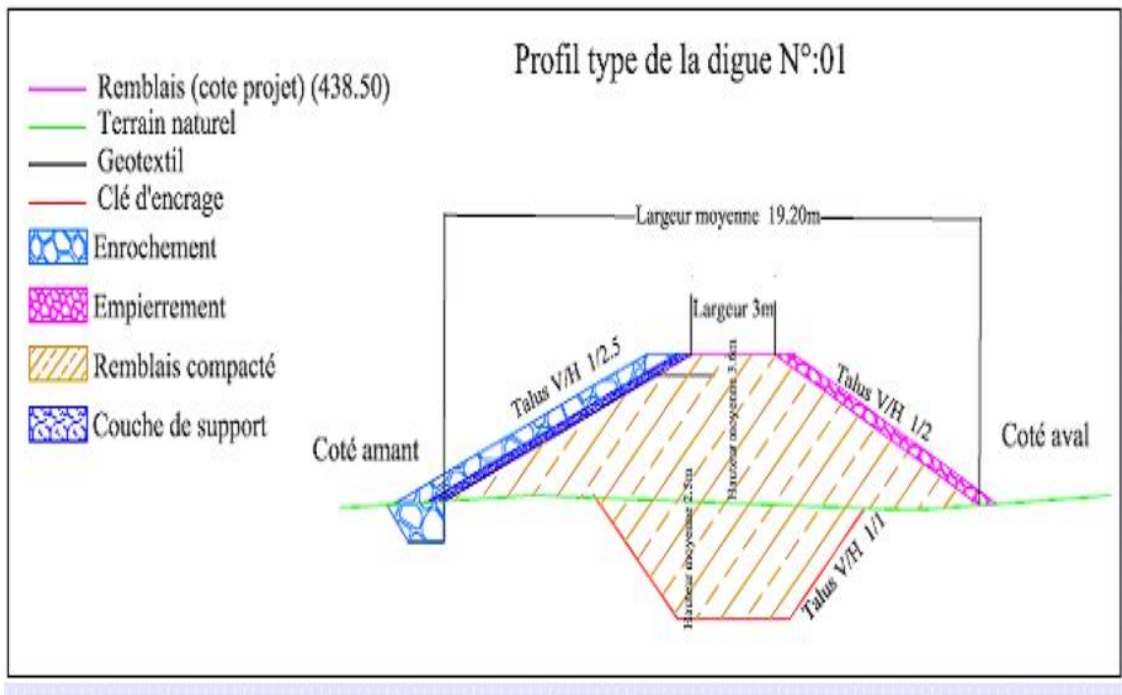
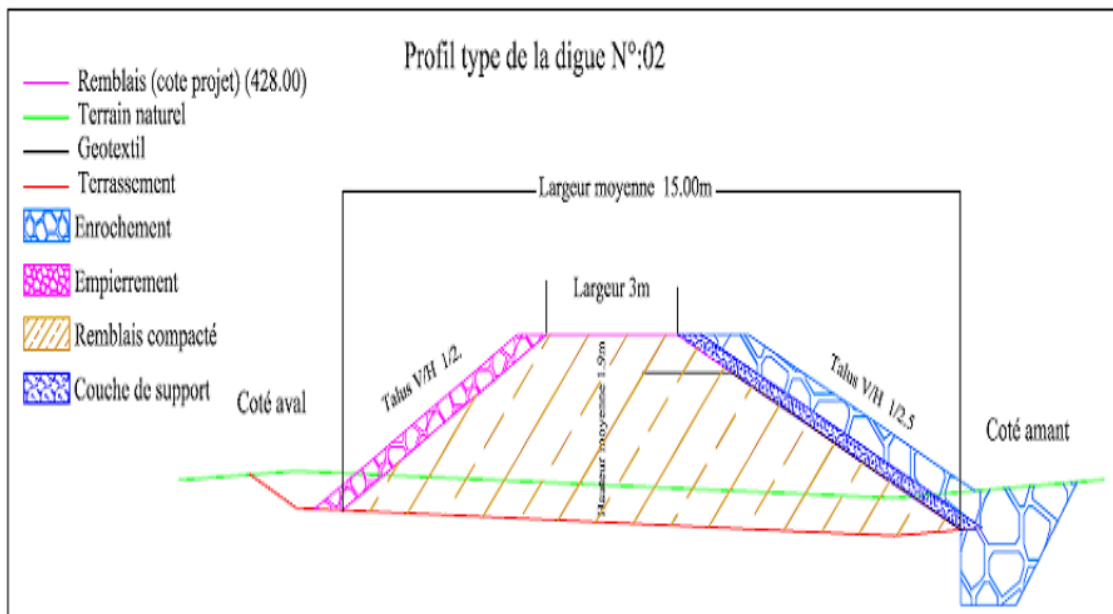


Figure 10 : Le profil type de la digue périphérique [7]





A



B

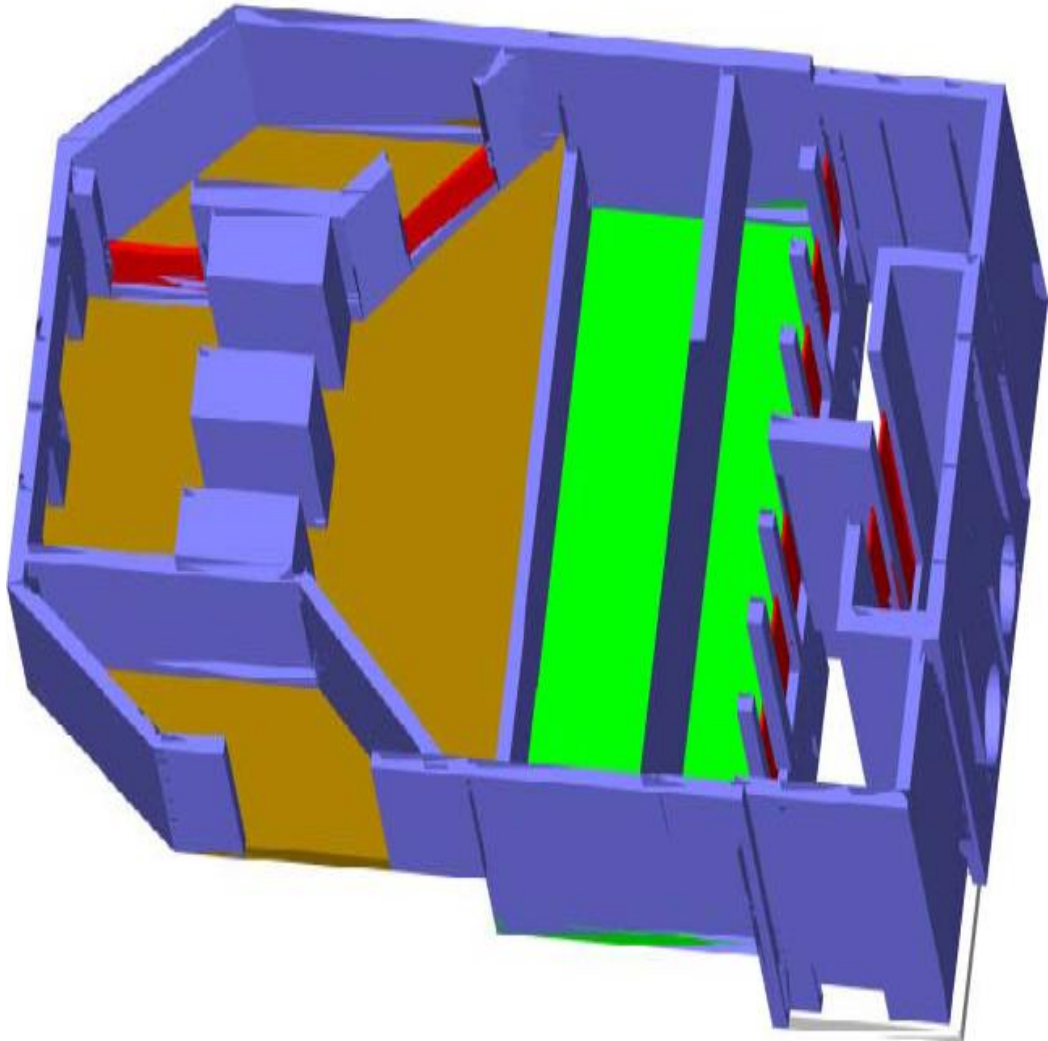
Figure 11 : Le profil type de la digue N°01 et N°02 [7]

### 1.8.3 Le prétraitement

Le prétraitement de la STEP contient un dégrillage (2 grilles automatisées et 1 grille manuelle), un dessablage/déshuilage localisé à



l'intérieur du Répartiteur Principal du Traitement Primaire (RPTP) (Fig12).



**Figure 12 : Vue en 3D des équipements de prétraitement de la STEP [9]**

#### **1.8.4 Traitement primaire (lagunes primaires)**

Le traitement primaire composé en 8 lagunes anaérobies alimentées en parallèle, avec une hauteur d'eau: 3,5 m

Le volume des lagunes primaires a été déterminé au stade APS. Le calcul de ce volume résulte de la prise en compte des paramètres suivants :

- Débit moyen journalier à capacité nominale : 46 400 m<sup>3</sup>/j,
- Charge journalière de pollution à traiter à capacité nominale : 11 600 kg DBO<sub>5</sub> / j,
- Population raccordée à capacité nominale : 331 700 EH (Equivalent Habitant).
- Charge volumique Cv : 100 g DBO<sub>5</sub> / m<sup>3</sup>/j,
- Temps de séjour des eaux usées dans les lagunes minimum de 3 j,
- Charge surfacique Cs supérieure à 1000 kg DBO<sub>5</sub> / Ha / j,
- Hauteur d'eau de 3.50 m

Le tableau 4 présente des éléments et le volume unitaire des huit lagunes primaires [9] :

**Tableau 4 : Les caractéristiques de huit lagunes primaires et leurs volumes unitaires [9].**

CAPACITE NOMINALE		2030
Flux hydrauliques	m <sup>3</sup> /j	46 400
Flux organiques	Kg DBO <sub>5</sub> /j	11 600
EH raccordés	U	331 700
TRAITEMENT PRIMAIRE ANAEROBIE		
Charge volumique (Cv) <	g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /j	100,00
Temps de séjour réel (Ts) <	J	3,00
production de boues	l/EH/an	35,00
fréquence de curage 1 fois tous les ...	Ans	3,00
volume de boues/curage	m <sup>3</sup>	34 828,50
volume lagunes pour Cv (y compris boues)	m <sup>3</sup>	150 828,50
volume lagunes pour Cs (y compris boues)	m <sup>3</sup>	174 028,50
volume total des lagunes	m <sup>3</sup>	174 028,50

nombre de lagunes	U	8,00
Volume par lagune	m <sup>3</sup>	21 753,56
profondeur	M	3,50
surface mi-hauteur/lagune	Ha	0,62
Charge surfacique	Kg DBO <sub>5</sub> /Ha/j	2 332,95
Surface 1/2 totale Anaérobie	Ha	4,97
abattement DBO <sub>5</sub> minimal	%	50%
charge organique résiduelle	Kg DBO <sub>5</sub> /j	5 800,00

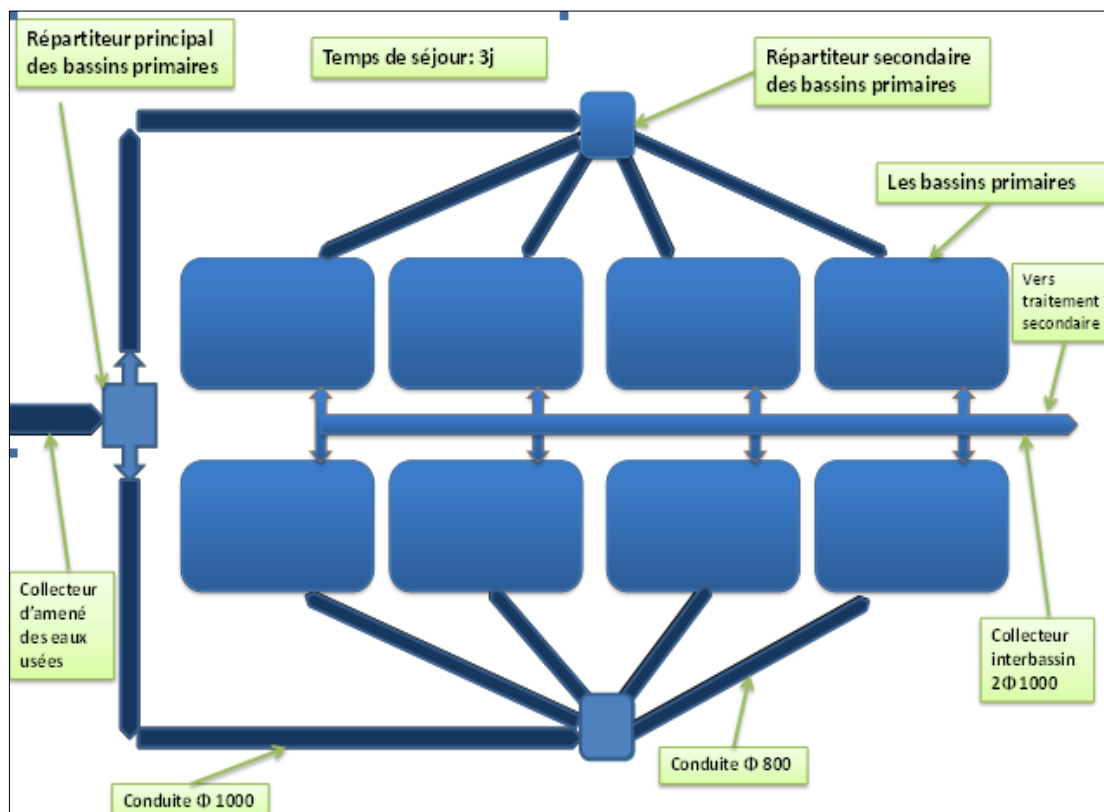


Figure 13 : Principe de fonctionnement des bassins primaires [9]

### 1.8.5 Traitement secondaire (lagunes secondaires)

Le volume des lagunes secondaires a été déterminé au stade APS. Le calcul de ce volume résulte de la prise en compte des paramètres suivants :

- Débit moyen journalier à capacité nominale de 46 400 m<sup>3</sup>/j,
- Charge journalière de pollution à traiter à capacité nominale de 11 600 kg DBO<sub>5</sub>/j,
- Population raccordée à capacité nominale : 331 700 EH
- Charge surfacique Cs maximale : 200 kg DBO<sub>5</sub>/ Ha/ j,
- Temps de séjour des eaux usées dans les lagunes minimum de 10 j,
- Hauteur d'eau de 1,60 m.

Le tableau 5 présente des éléments et le volume unitaire des huit lagunes secondaire [9]

**Tableau 5 : Les caractéristiques de huit lagunes secondaires et leurs volumes unitaires [9]**

CAPACITE NOMINALE		2030
Flux hydrauliques	m <sup>3</sup> /j	46 400
Flux organiques	Kg DBO <sub>5</sub> /j	11 600
EH raccordés	U	331 700
TRAITEMENT SECONDAIRE FACULTATIF		
Charge organique entrante	Kg DBO <sub>5</sub> /j	5 800,00
Charge surfacique	Kg DBO <sub>5</sub> /Ha/j	200,00
Profondeur	M	1,60
volume	m <sup>3</sup>	464 000,00
Temps de séjour	J	10,00
nombre de lagunes	U	8,00
Volume par lagune	m <sup>3</sup>	58 000,00
surface unitaire 1/2 h	Ha	3,63
surface 1/2 totale facultatif	Ha	29,00
abattement DBO <sub>5</sub>	%	60%
charge organique résiduelle	Kg DBO <sub>5</sub> /j	2 320,00

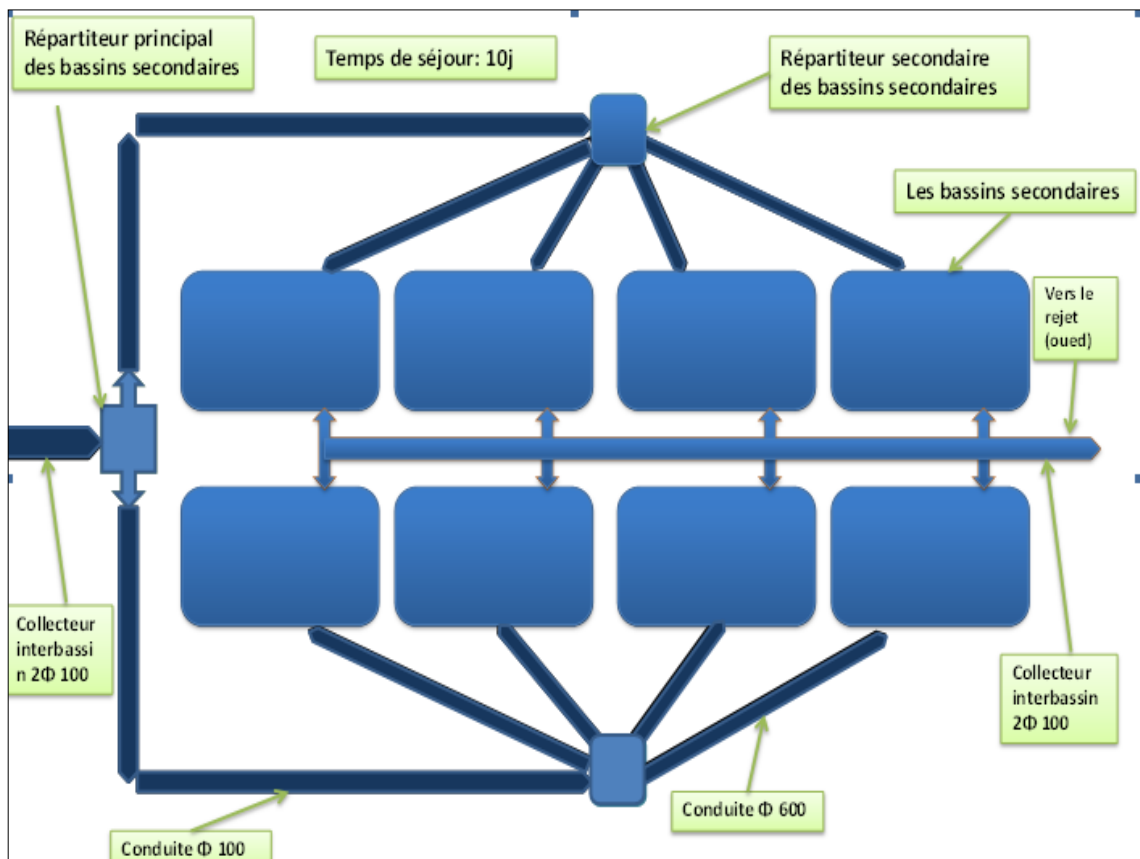


Figure 14 : Principe de fonctionnement des bassins secondaires [9]

# CHAPITRE 02

## Généralité sur les eaux usées

## **2.1 QU'EST CE QUE LES EAUX USEES ?**

Les eaux usées sont perçues comme une combinaison d'un ou de plusieurs des éléments suivants les effluents domestiques constitués d'eaux-vannes et d'eaux grises (eaux usagées provenant du lavage, de la lessive et du bain), les eaux provenant des commerces et institutions, y compris les hôpitaux les effluents industriels, les eaux pluviales et autres eaux de ruissellement urbain, les eaux de ruissellement agricole, horticole et aquacole [10].

## **2.2 L'ORIGINE DES EAUX USEES**

On distingue trois catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux industrielles, les eaux pluviales et de ruissellement

### **2.2.1. Les eaux usées domestiques**

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux usées ménagères (lessives, cuisines, salles de bain) et les eaux vannes (urines et matières fécales).

Les rejets des immeubles d'activité tertiaire, ainsi que des établissements et services résidentiels, peuvent être considérés par le Service d'assainissement départemental comme domestiques lorsque leurs caractéristiques sont similaires à celles des eaux usées domestiques [11].

### **2.2.2 Les eaux usées industrielles**

Les eaux usées industrielles regroupent toutes les eaux qui sont en principe rejetées par l'usine dans le milieu extérieur, après avoir contribué à la fabrication, au nettoyage, au transport, au refroidissement [12]. Donc les caractéristiques des eaux industrielles varient selon chaque type de l'industrie.

### **2.2.3 Les eaux usées pluviales**

Elles peuvent également constituer une cause de pollution importante, pouvant se charger d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elles se chargent des résidus déposés sur les toits, les chaussées et les sols (poussières, huiles de vidange, carburant, résidus de pneus, métaux lourds, pesticides...) [13].

## 2.3 TRAITEMENT DES EAUX USEES

Aujourd'hui, chacun souhaite disposer d'une eau propre dans son environnement. Donc les eaux usées doivent être assainies à l'extérieur des zones urbaines pour réduire toute exposition de la population aux maladies en leur offrant un cadre de vie sain, c'est l'assainissement qui assure cette souhaitée.

L'assainissement désigne l'ensemble des moyens de collecte, de transport et de traitement d'épuration des eaux usées avant leur rejet dans les rivières ou dans le sol. On parle d'assainissement collectif pour les zones raccordées au réseau d'égout et équipées d'une station d'épuration traitant les rejets urbains. L'assainissement est dit non-collectif ou autonome dans les zones non-raccordées au tout à l'égout.

L'organisation des Nations-Unités (ONU) a déclaré les années à 1990 la « Décennie internationale de l'eau potable et de l'assainissement ». L'ONU s'est ainsi fixé pour objectif approvisionnement en eau pure et l'assainissement pour tous les individus de planète en 1990. Ce qui constitue une entreprise de taille. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) et la Banque mondiale estimaient qu'il faudrait investir au départ de 300 à 600 milliards de dollars américains pour atteindre cet objectif. L'ONU espère ainsi améliorer les conditions de vie d'environ 2 milliards de personnes. Dans plusieurs cas, cette amélioration devrait se traduire par une réduction importante du nombre de malades.

L'organisation mondiale de la santé estime en effet que 80% des maladies qui affectent la population mondiale sont directement associées à l'eau : on retrouve ainsi en permanence 400 millions de personnes atteintes de gastro-entérite 200 millions, de schistosomiase (bilharziose) ,160 millions de paludisme et 300 millions d'onchocercose. On estime par ailleurs que les eaux polluées sont responsables de 50% des cas de mortalité infantile. Malgré les apparences, la transmission des maladies par une eau polluée n'est pas l'apanage des pays en voie de développement. Une étude en effet a révélé que chaque année aux Etats-Unis 35000 personnes étaient victimes de salmonellose, 200000 de shigellose et 75000 d'hépatite à virus A. Ces infections entraînent respectivement des dépenses



totales, hospitalisation, mortalité et pertes de rendement de 6 500 000\$, 3 500 000\$ et 115 000 000\$ [14].

## **2.4 L'ÉPURATION DES EAUX USEES**

Un système d'épuration des eaux usées c'est ensemble d'étapes de traitement des effluents collectés par un réseau d'assainissement et permettant d'éliminer tout ou partie de leur charge polluante avec des procédés physiques, chimiques et biologiques mis en œuvre dans une station d'épuration. Ce système commence toujours par un prétraitement, comme il peut être contenir l'une des techniques suivantes extensives ou intensives [15].

### **2.4.1 Le prétraitement (traitement préliminaire)**

Les collecteurs urbains d'eaux usées véhiculent des matières très hétérogènes et souvent volumineuses, spécialement dans des réseaux unitaires. A l'arrivée à la station d'épuration, les eaux brutes doivent subir, avant leur traitement proprement dit, des traitements préalables de "dégrossissage" nommés prétraitements et destinés à extraire des effluents la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature ou la dimension constituerait une gêne pour les traitements ultérieurs.

Il s'agit d'un ensemble d'opérations physiques ou mécaniques qui s'avèrent toujours indispensables, en notant bien entendu que l'importance des équipements à mettre en œuvre dépendra :

- de la nature des effluents: présence de sable, huiles, graisses ou autres matières flottantes.

- de la ligne de traitement prévue en aval : avec ou sans décantation primaire, épuration biologique ou physicochimique,

- de l'importance en taille de la station.

Les prétraitements ne sauraient évidemment constituer une opération de traitement complète des effluents urbains. Cependant, on doit considérer qu'aucun traitement ultérieur en station d'épuration ne saurait être efficace sans des prétraitements performants qui constituent une première étape décisive des traitements des effluents urbains [16].

Selon la qualité de l'eau à traiter, les opérations peuvent être:

#### **2.4.1.1 Le dégrillage**

Le dégrillage est une opération indispensable qui permet :

-de protéger la station contre l'arrivée intempestive de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation.

-de séparer et évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute qui pourraient nuire l'efficacité des traitements suivants ou en compliquer l'exécution.

L'opération est plus ou moins efficace, en fonction de l'écartement des barreaux des grilles et l'on distingue :

Le dégrillage fin pour un écartement de 3 à 10 mm,

Le dégrillage moyen pour un écartement de 10 à 25 mm,

Le prédégrillage pour un écartement de 50 à 100 mm [16].

#### **2.4.1.2 Dessableur – dégraisseur**

Le dessableur est un ouvrage dans lequel les particules denses, dont la vitesse est inférieure à 0,3 m/s, vont pouvoir se déposer. Il s'agit principalement des sables. Il est en effet souhaitable de les récupérer en amont de la station plutôt que de les laisser s'accumuler en certains points (bassin d'aération, ...) où ils engendrent des désordres divers. Par ailleurs, ils limitent la durée de vie des pièces métalliques des corps de pompe ou d'autres appareillages (effet abrasif, ...) [17].

Le dégraisseur a pour objet la rétention des graisses par flottation naturelle ou accélérée par injection de fines bulles. Les teneurs en graisses sont appréciées analytiquement par la mesure des MEH (Matières Extractibles à l'Hexane). Ces matières grasses sont susceptibles de nuire à la phase biologique du traitement (mousses, ...) [17].

#### **2.4.2 Les techniques intensives classiques**

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel [18].

Trois grands types de procédés sont utilisés :

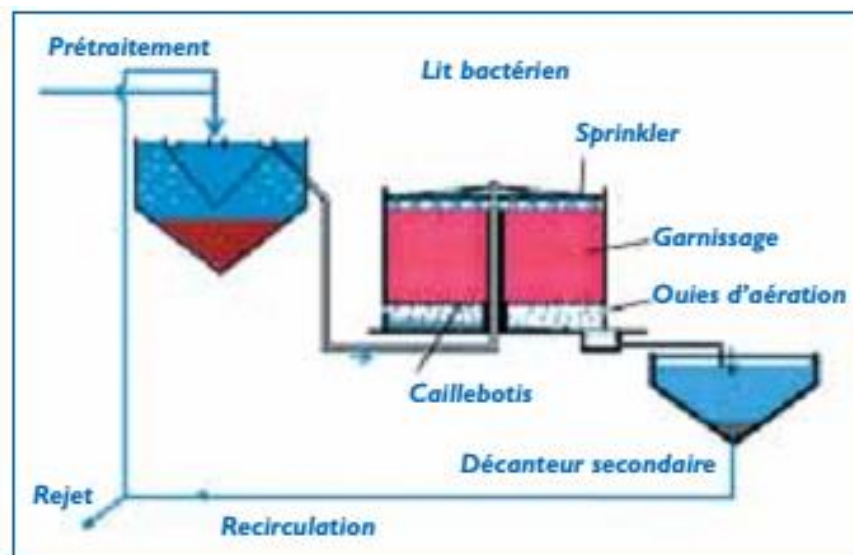
- Les lits bactériens et disque biologiques ;
- Les boues actives ;
- Les techniques de bio filtration ou filtration biologique accélérée.

#### 2.4.2.1 Lits bactériens

L'utilisation des lits bactériens en traitement des eaux usées est très ancienne, les premiers systèmes étant apparus en Grande-Bretagne il y a plus d'un siècle. Cette filière est adaptée pour les petites collectivités car ils offrent des contraintes d'exploitation limitées et de faibles coûts énergétiques [19].

Ce procédé consiste à alimenter en eau usée préalablement décantée, un ouvrage contenant une masse de matériaux servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique, tout en maintenant, dans la plupart des cas, une aération naturelle.

La masse du lit bactérien se compose soit : de pouzzolane (roche volcanique) ou de matériaux plastiques. Les eaux usées sont distribuées sur le matériau filtrant et s'écoulent au travers du lit sous l'effet de la pesanteur (figure 15).



**Figure 15 : Schéma synoptique d'une station d'épuration comportant un lit bactérien [18].**

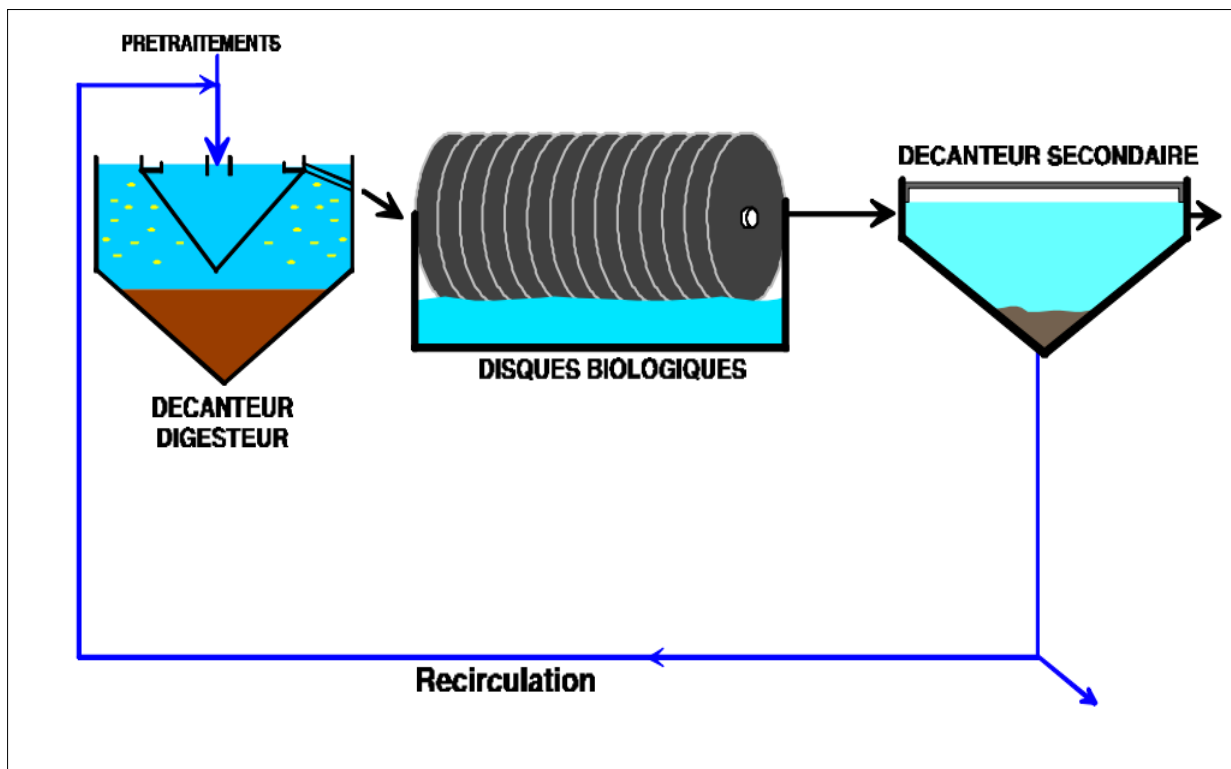
A la base du lit bactérien, les eaux sont collectées puis évacuées vers le décanteur secondaire. Le fond de l'ouvrage est construit de telle sorte que soit assurée l'entrée d'air (oxygène) dans la masse du lit [17].

#### **2.4.2.2 Disques biologiques**

Ils sont formés de paquets de disques immergés partiellement et qui tournent lentement dans un bassin traversé par l'eau usée. Grâce au mouvement tournant des disques, le film biologique est renouvelé continuellement et constitue une bonne oxygénation de l'eau usée. Le film biologique se forme sur la surface des disques ; il est de même nature que celui des lits bactériens [20].

Ce film se forme continuellement ; si bien que des particules de film sont lavées par l'eau usée et s'en vont ainsi avec le courant d'eau usée. Un décanteur secondaire est construit après le disque afin de récolter le film biologique. Les boues secondaires sont régulièrement pompées vers le décanteur primaire. Des variantes de disques biologiques apparaissent aujourd'hui sur le marché, telle que disques biologiques spirale ou bio-spirale. Ils travaillent selon le même principe que les disques biologiques est à prévoir, afin d'éliminer les éléments grossiers de l'eau usée. Un filtre secondaire peut être bien remplacer un décanteur secondaire. Valeurs indicatives de dimensionnement pour une épuration biologique complète :

- Charge superficielle env 4-6 m<sup>2</sup>/EH ;
- Temps de rétention du décanteur secondaire 2 h ;
- Charge superficielle du décanteur secondaire 1 m/h
- La charge superficielle dépend du nombre d'éléments de disques et du traitement de l'eau usée brute ou déjà fermentée. La profondeur d'immersion des disques est également importante pour le travail des boues [20].



**Figure 16 : Coupe schématique d'une station d'épuration à disque biologique [17].**

#### 2.4.2.3 Boues activées

Ce système est plus connu car le plus répondu pour les ERU. Il est souvent utilisé en pétrochimie, plus rarement pendant en raffinage ou les niveaux de  $DBO_5$  sont plus faibles.

Il comporte des cultures libres en suspension dans un bassin d'aération en présence d'air ou d'oxygène, suivi d'un décanteur secondaire ou clarificateur qui a la double fonction de clarifier l'eau en traitement et de concentrer les boues actives pour en permettre le recyclage continu en amont du bassin d'aération. Ce recyclage est nécessaire pour réensemencer l'eau et y assurer une forte concentration en boue active compatible avec la charge désirée de l'épuration et un âge suffisamment élevé des boues actives, tout particulièrement requis pour l'élimination maximale de la DCO et des HC aromatiques [21].

L'apport d'air dans le bassin d'aération est destiné à y satisfaire les besoins d'oxygène dissous (de l'ordre de 2 mg/l) requis pour la satisfaction

de la  $DBO_5$  et pour la respiration de la masse cellulaire ; il est destiné aussi à contribuer au brassage et au maintien en suspension des boues actives.

La concentration en MS dans le bassin d'aération peut, suivant les situations, évoluer entre 2 et 12 g/l et le débit de recirculation des BA est du même ordre de grandeur que le débit moyen d'eau en circulation. Ces MS sont essentiellement des matières vivantes mesurables sous la forme de matières volatiles MV.

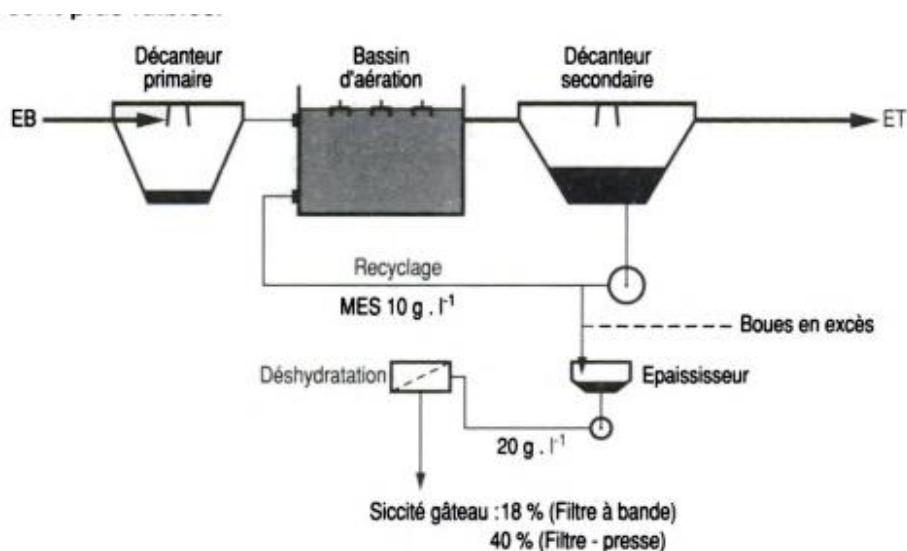
L'aération est réalisable dans des bassins de 4 à 5 m de profondeur par :

- des aérations de surface (turbines, disques rotatifs)
- des buselures d'insufflation d'air surpressé en grosses bulles
- des poreux assurant la distribution de fines bulles.

On peut reprocher à ces systèmes, et particulièrement au premier, la production notable d'aérosols et un certain stripage des HC aromatiques. Avec les deux derniers systèmes, des bassins de 8 à 10 m de profondeur peuvent être choisis qui impliquent cependant l'utilisation d'injecteurs d'air. En sus de la compacité d'ouvrage, ces systèmes apportent un double avantage :

- rendement de dissolution de l'air très augmenté
- effet de stripage fortement diminué.

L'emploi d'oxygène en aération est lié à la proximité d'un approvisionnement par oxyduc et il a seulement pu être réalisé en pétrochimie. Dans ce cas les bassins sont fermés, l'oxygène y est recyclé et aucun stripage ne participe à l'épuration [21].



**Figure 17: Epuration biologique par boues actives [21]**

### 2.4.3 Les techniques extensives

Les techniques extensives prennent de la place et du temps, sont des procédés qui permettent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire (production de l'oxygène par photosynthèse). Les surfaces utilisées sont plus importantes et le fonctionnement de ce type d'installation est généralement possible sans électricité [22].

#### 2.4.3.1 Lagunage naturel

##### A. Principe du traitement par lagunage naturel

Le lagunage naturel repose sur une culture bactérienne principalement de type aérobie. L'épuration est assurée par un long temps de séjour dans plusieurs bassins en série.

Le mécanisme de base est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure est exposée à la lumière et cela permet l'apparition d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies.

La biomasse est ensuite entraînée vers une lagune de décantation où s'effectue la clarification.

La lagune représente un écosystème ; l'épuration repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en culture libre et d'algues [23].

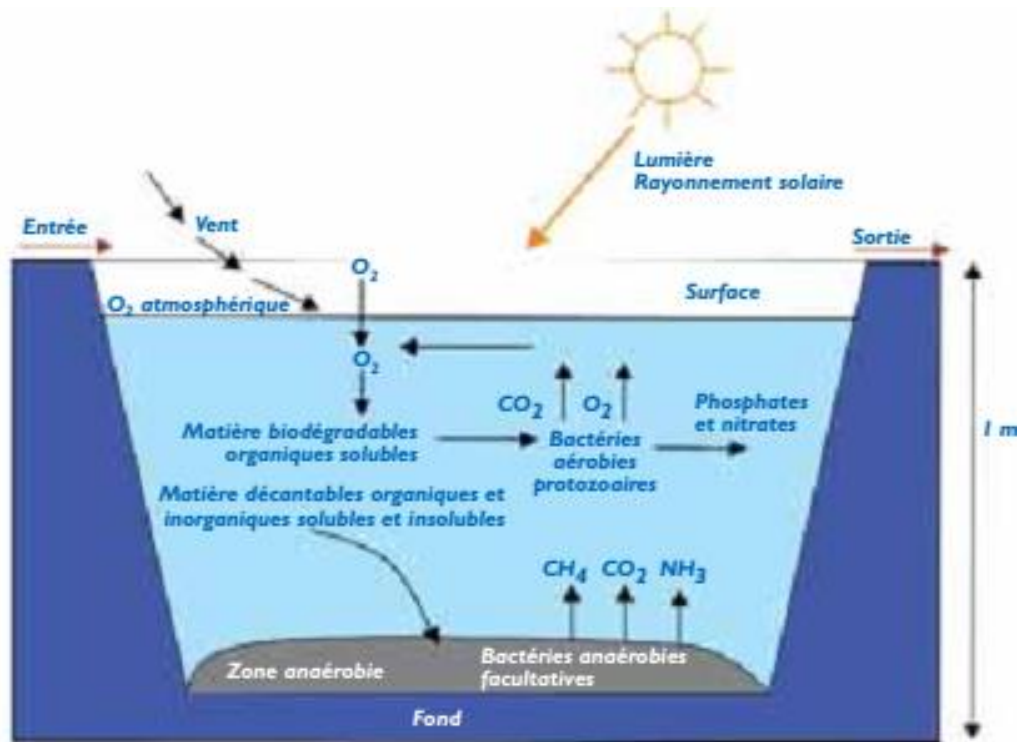


Figure 18 : Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel [18]

Chaque technique contient des avantages et des inconvénients, on distingue :

### B. Les avantages

- Un apport d'énergie n'est pas nécessaire si le dénivelé est favorable ;
- L'exploitation reste légère, mais si le curage global n'est pas réalisé à temps, les performances de la lagune chutent très sensiblement ;
- S'adapte bien aux fortes variations de charge hydraulique ;
- Pas de construction "en dur", le génie civil reste simple ;
- Absence de nuisance sonore ;
- Les boues de curages sont bien stabilisées (sauf celles présentes en tête du premier bassin) et faciles à épandre sur sol agricole [18].

### C. Inconvénients techniques

- Coût d'investissement très dépendant de la nature du sous-sol. Dans un terrain sableux ou instable, il est préférable de ne pas se tourner vers ce type de lagune ;
- Qualité du rejet variable selon les saisons.



- Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique. Cependant, le rejet de matière organique s'effectue sous forme d'algues, ce qui est moins néfaste qu'une matière organique dissoute pour l'oxygénation du milieu en aval. Ce rejet reste faible en été (évapotranspiration), période la plus défavorable pour les cours d'eau, ce qui permet un rendement excellent en flux rejeté [18].

#### 2.4.3.2 Lagunage aéré

##### A. Principe du traitement par lagunage aéré

Le lagunage aéré est un procédé de traitement biologique principalement aérobie, en cultures libres qui se différencie des boues activées par l'absence de recirculation de la culture bactérienne séparée par décantation avant rejet des eaux traitées. La population bactérienne y est donc en équilibre avec le substrat carboné, ce qui a deux conséquences :

- la densité des bactéries y reste modeste, ce qui oblige à un temps de traitement long pour obtenir un résiduel dissous peu important ;
- la floculation est relativement peu prononcée ce qui contraint à la mise en œuvre de lagune de décantation largement dimensionnée, siège d'une séparation lente [19].

Dans l'étage d'aération, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer. Ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparables à ceux présents dans les stations à boues activées) [18].

Dans l'étage de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues. Ces boues sont pompées régulièrement ou enlevées du bassin lorsqu'elles constituent un volume trop important. Cet étage de décantation est constitué d'une simple lagune de décantation, voire, ce qui est préférable, de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément pour procéder à leur curage [18].

## **B. Les avantages**

Ce procédé est particulièrement tolérant à de très nombreux facteurs qui engendrent, en général, de très sérieux dysfonctionnements dans les procédés d'épuration classiques[18]:

- Variation de charges hydrauliques et/ou organiques importantes ;
- Effluents très concentrés ;
- Effluents déséquilibrés en nutriments (cause de foisonnement filamenteux en boues activées) ;
- Traitements conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables ;
- Bonne intégration paysagère ;
- Boues stabilisées ;
- Curage des boues tout les deux ans.

## **C. Inconvénients techniques**

- Rejet d'une qualité moyenne sur tous les paramètres;
- Présence de matériels électromécaniques nécessitant l'entretien par un agent spécialisé;
- Nuisances sonores liées à la présence de système d'aération;
- Forte consommation énergétique.

### **2.4.3.3 Lagunage à macrophytes**

Les lagunes à macrophytes reproduisent des zones humides naturelles comportant une tranche d'eau libre, tout en essayant de mettre en valeur les intérêts des écosystèmes naturels. Elles sont peu utilisées en Europe, mais sont souvent réalisées pour des traitements tertiaires à la suite de lagunage naturel, de lagunes facultatives ou de lagunage aéré aux Etats-Unis. Cette filière est généralement utilisée en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO<sub>5</sub> ou MES) ou de l'affiner (nutriments, métaux,...).

Cependant l'utilisation d'une lagune de finition à microphytes permettra d'obtenir de meilleurs rendements et sera plus commode d'entretien [18].

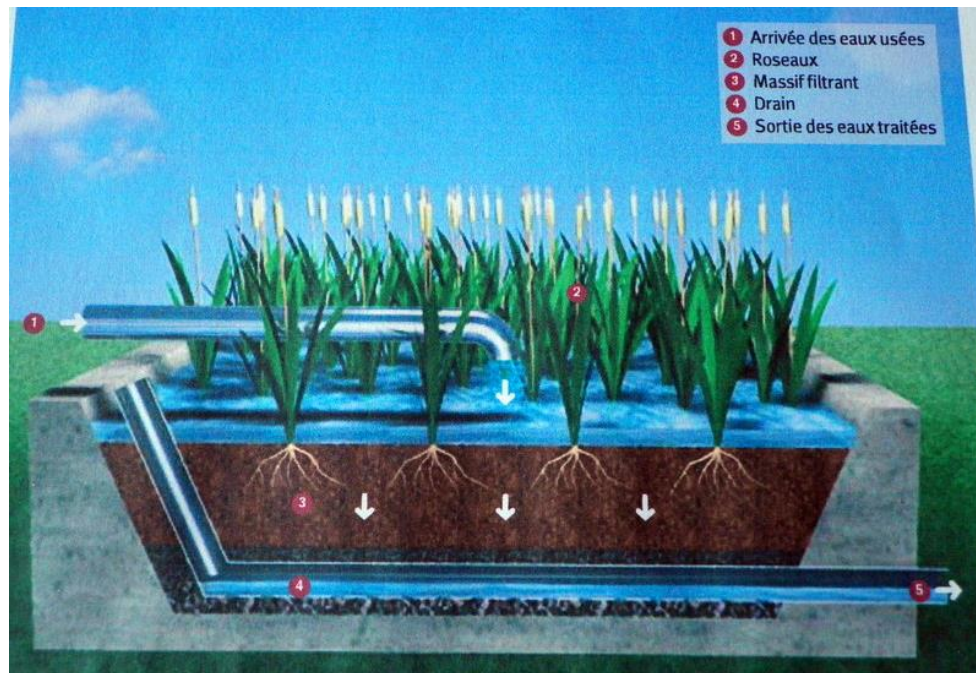


Figure 19 : Possédé de lagune à macrophyte[18]

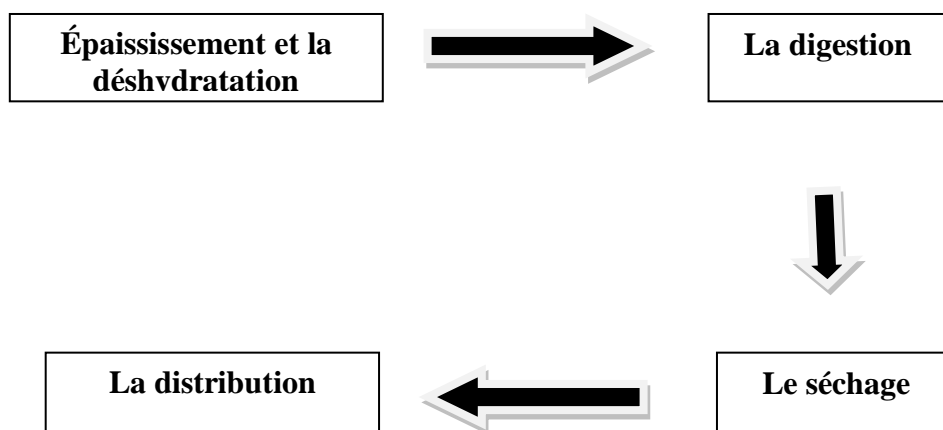
## 2.5 TRAITEMENT DES BOUES

Le traitement des eaux effectué au sien d'une STEP produit des boues d'épuration. Ces dernières peuvent être de deux types :

- Les boues primaires qui sont obtenues par simple décantation des eaux usées. Elles sont en général riches en matières minérales (micro-sablas, terre...) et contiennent des éléments organiques susceptibles de migrer (matières volatiles)
- Les boues biologiques ou boues secondaires qui résultent d'un traitement biologique des eaux usées. Elles sont constituées essentiellement des corps bactériens et de leurs sécrétions [24].

Les boues présentent un volume très importants à la sortie du système de traitement des eaux usées, et pose un problème de fermentescibilité, donc elles doivent suivre différentes étapes du traitement [24].

Le schéma suivant présente les différentes étapes du traitement des boues.



**Schéma 01 : Présente les différentes étapes du traitement des boues**

## **2.6 LA REUTILISATION DES EAUX USEES TRAITEES (REUT)**

### **2.6.1. Historique**

La réutilisation des eaux usées est pratiquée dans plusieurs coins du monde depuis des milliers d'années [25]. En effet, Mechebbek et l'Organisation mondiale de la santé ont rapportés qu'à la fin de 19ème siècle, les effluents urbains, sans traitement préalable, ont été utilisés pour la production agricole, en particulier en Angleterre, Allemagne, en Australie, aux Etats-Unis, en Inde et en France, et en 1904 au Mexique [26] [27].

Par exemple, après la construction du réseau d'égouts de Paris, commencée en 1856, il a été décidé, pour éviter le rejet dans la seine, d'apporter un programme d'épandage sur des champs agricoles dans la région parisienne. En 1895 les champs d'épandage de Gennevilliers (900hectares-ha) et d'Achères (3 zones pour 4360 ha) recevaient 160Mm<sup>3</sup>/an. L'irrigation des légumes consommés crus était interdite. Les doses d'arrosage étaient de 40000m<sup>3</sup>/ha/an pour les herbages [28].

A partir du 1910, sous l'influence de l'extension urbaine et des nuisances générées par l'épandage d'eaux brutes, cette pratique est entrée en régression, sans que ce déclin ne soit dû à des considérations sanitaires, objectives et précises. Au milieu du 20ème siècle meilleure compréhension

des phénomènes biologique et physico-chimique à favoris l'éclosion dans les pays industrialisés, de technique épuratoire et de réglementations sur l'eau, qui visaient la protection du milieu naturel et en particulier des cours d'eau récepteurs. C'est ainsi que des Etats, comme la Californie et Arizona, ont développé, à partir des années 1960, l'irrigation avec des eaux usées après traitement physico-biologique et le recharge d'aquifères après traitement avancé de type physico-chimique [26].

A partir des années 1970, il y a eu un regain d'intérêt pour l'utilisation des eaux usées au niveau de l'irrigation dans les régions arides et semi-arides, où les autres sources d'approvisionnement en eau sont rares et où il est nécessaire d'accroître la production vivrière locale. Ainsi, la REUT pour l'irrigation des cultures et l'arrosage d'espaces verts s'est considérablement développée en Australie, en Amérique latine, en Afrique du Nord, en Espagne, dans les autres pays méditerranéens et aux Etats-Unis [27].

La réutilisation des eaux usées, lorsqu'elle est correctement contrôlée, peut être un atout important dans la politique d'aménagement du territoire des collectivités locales [29]. L'encadré 1 récapitule les avantages les plus importants de la REUT, ainsi que les défis et les contraintes les plus fréquemment rencontrés dans l'exécution et l'exploitation de tels projets. Un des défis majeurs, auquel doit faire face la REUT, concerne l'opinion publique. En effet, indépendamment des considérations scientifiques et techniques, l'opposition publique a la capacité de faire échouer des projets de réutilisation d'eaux usées, avant, pendant ou après leur exécution. Les projets de REUT peuvent affronter une opposition publique émanant d'une combinaison de croyances préjudiciables, de craintes, de méconnaissances et de méfiances générales, qui, dans l'ensemble, n'est souvent pas injustifiée, aux vues des échecs fréquents des procédés de traitement des eaux usées [30]. L'OMS soulève aussi l'importance des facteurs sociauxculturels et religieux, qui peuvent bannir ou au contraire favoriser l'utilisation d'eaux usées [26].

## 2.6.2. Les différentes réglementations dans le monde

### 2.6.2.1. Les recommandations de l'OMS

Les recommandations de l'OMS sont les seules existantes à l'échelle internationale. Elles sont sources d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde. Leur première apparition remonte à l'année 1989 avec l'ouvrage « L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture : recommandations à visées sanitaires ». Dès 2000, des demandes de révision apparaissent, basées sur des études épidémiologiques dont on suggère d'intégrer les résultats. La révision par l'OMS, basée une approche d'analyse quantitative de risques date de 2006[31].

#### ➤ Recommandations de 1989

Des niveaux d'exigences sont fixés selon :

- les modes d'irrigation ;
- les risques pour le personnel ;
- et le type de cultures et l'usage.

En fonction de ces usages en agriculture ou en aquaculture, se déclinent trois niveaux de qualité. [31]. (Boutin,C et al., 2009).

(Tableau 6), dénommés A, B ou C, allant du plus contraignant vers le moins exigeant.

**Tableau 6 : Trois niveaux de qualité [27].**

Niveau sanitaire	Œufs d'helminthes	Coliformes fécaux
A	<1/L	10 <sup>3</sup> /100mL Si contact du public : 200/100mL
B	< 1/L	Aucune contrainte
C	Aucune contrainte	Aucune contrainte

#### ➤ Etudes entre 1989 et 2006

Des études épidémiologiques [32] ont montré qu'il était très judicieux d'introduire une qualité bactériologique minimale pour protéger tant les travailleurs que les consommateurs. Cette qualité minimale est traduite par le paramètre coliformes fécaux, dont la quantité doit être

inférieure à  $10^5/100\text{mL}$ . Cette limite n'apparaissait pas dans les cas B et C des recommandations de 1989.

La limite de 1 œuf de nématodes par litre qui était proposée en 1989 ne convient pas dans des conditions favorables à leur survie c'est à dire en cas d'irrigation en surface sous des températures plus basses. Dans ces situations, il convient de réduire cette concentration à 0,1 œuf /L [31].

➤ **Recommandations de 2006**

Les nouvelles recommandations de 2006 de l'OMS font référence à la notion de DALY (Disability Adjusted Life Years ou années de vie corrigées de l'incapacité). La DALY peut être applicable à tout type de danger, qu'il soit d'ordre microbiologique, chimique ou radiologique. A l'origine appliqué à l'eau potable [33], l'OMS élargit son champ d'application et fait désormais largement appel à ce critère pour évaluer les priorités en santé publique et la charge en morbidité associée à des expositions environnementales.

Ainsi, l'objectif sanitaire global, tel que mentionné ci-dessus peut englober l'eau traitée réutilisée. Si tel est le cas, l'OMS définit en 2006, pour le niveau de référence, des réductions à atteindre sur les pathogènes (exprimées en nombre d'unité log abattue) et une concentration en nombre d'œufs d'helminthe/L, en fonction du dispositif technique d'irrigation et du degré d'exposition des consommateurs et des ouvriers [34].

Les seuils proposés en 2000 apparaissent pourtant dans des conditions particulières ou en tant que seuil imposé :

- lorsque le personnel exposé concerne des enfants de moins de 15 ans, la qualité de l'eau usée doit contenir un maximum de 0,1 œufs d'helminthe/L, et ce, quel que soit le mode d'irrigation.

- Pour tous personnels, la concentration maximale en E. coli est systématiquement en dessous de  $10^5 / 100 \text{ mL}$  [31].

#### **2.6.2.2. Les recommandations de l'USEPA**

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a publié en 1992, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Développement), ses propres recommandations sur la REUE,

intitulées “Guidelines for Water Reuse” [35]. Contrairement à l’OMS, ces normes ne sont pas basées sur des études épidémiologiques et une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes [36].

Ces recommandations concernent tous les usages envisageables des eaux usées épurées (usage urbain, agricole, industriel, recharge de nappe, etc.) ce qui en fait un outil important. Précisons que chaque État américain peut lui-même fixer ses propres recommandations, en s’inspirant plus ou moins de celles de l’USEPA.

Les recommandations de l’USEPA portent sur plusieurs paramètres notamment : le pH, la turbidité ou les matières en suspension, la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), et les coliformes fécaux.

Aux Etats Unis, l’US-EPA élaborées en 2004 des recommandations récentes, cette agence a élaboré un guide [37], à partir son intérêt aux pratiques retenues par les Etats pour la réutilisation des eaux usées.

Chaque Etat ayant la possibilité de fixer ses propres recommandations, les situations peuvent être assez contrastées d’un Etat à l’autre. Le Tableau suivant illustre ces diversités pour un usage dans lequel le public est exposé (L’exigence maximale de qualité) [36].(Tableau7).

**Tableau 7 : Exigences fixées par les Etats pour un usage sans restriction [37].**

	Arizona	Californie	Floride	Hawaii	Nevada	Texas	Washington
Trait-ement	Traitement secondaire : filtration, désinfection	Oxydation, coagulation, filtration et désinfection	Traitement secondaire : filtration, haut niveau de désinfection	Oxydation, filtration et désinfection	Traitement secondaire : désinfection	NS	Oxydation, coagulation, filtration et désinfection
DBO <sub>5</sub>	NS	NS	20mg/L CDBO <sub>5</sub> * <sup>15</sup>	NS	30mg/L	5mg/L	30mg/L
MES	NS	NS	5mg/L	NS	NS		30mg/L



<b>Turbidité</b>	2 NTU (moy)	2 NTU (moy)	NS	2NTU (max)	NS	3NTU	2 NTU (moy)
	5NTU (max)	5NTU (max)					5NTU (max)
<b>Coliformes</b>	Fécaux	Totaux	Fécaux	Fécaux	Fécaux	Fécaux	Totaux
	ND (moy)	2.2/100mL (moy)	75% des éch. Sous la limite de détection	2.2/100mL (moy)	2.2/100mL (moy)	2.2/100 mL (moy)	2.2/100mL (moy)
	23/100 mL (max)	23/100 mL (moy en 30j)	25/100 mL (max)	23/100 mL (moy en 30j)	23/100 mL (max)	27/100 mL (max)	23/100 mL (max)

NS : Non Spécifié et ND : Non Détectable

Dans tous les Etats ayant une réglementation établie, une désinfection très poussée est donc exigée à l'exception du Texas où les exigences restent plus facilement accessibles. La déclinaison, initialement fixée dans l'Etat de Californie par « Unofficial California Code of Regulations (CCR), Title 22 » est connue sous le nom du "Titre 22" pour ses obligations de moyens drastiques.

En cas d'un usage agricole, on distingue 2 situations principales :

- cultures de produits non consommables ou ;
- cultures de produits consommables, une nouvelle distinction étant ajoutée entre les végétaux consommés cuits ou crus.

Le tableau 8 résume les 3 cas et renseigne l'exigence de qualité qui reste élevée, même pour des produits non consommables. [36].

**Tableau 8 : Exigence de l'US-EPA pour l'irrigation de cultures [37].**

		<b>Cultures de produits non consommables</b>	<b>Cultures de produits consommables</b>	
			<b>Cuits</b>	<b>Crus</b>
<b>Coliformes fécaux</b>	<b>Médiane</b>	200 U/100ml	200 U/100ml	Non détectable/100ml
	<b>Max</b>	800 U/100ml	80 U/100ml	13 U/100ml

### 2.6.2.3. Les recommandations de l'Union Européenne

L'Union Européenne accuse un retard en termes de législation sur la réutilisation des eaux usées épurées, puisqu'elle se limite à cette phrase de l'article 12 de la directive CEE numéro 91/271 de 1991 sur les eaux usées, qui établit que "des eaux usées traitées devront être réutilisées quand ce sera approprié"[38]. Cette lacune n'a pas empêché les pays membres d'adopter leur propre réglementation, sans homogénéisation à l'échelle européenne. En effet, aujourd'hui, certains pays comme l'Italie s'inspirent des normes américaines, et d'autres, comme la France, des normes de l'OMS. Les pays d'Europe qui ont une réglementation sont l'Italie, l'Espagne et la France [39]. Certains pays tels que l'Espagne, Chypres ou l'Italie [40] ont tendance à adopter des normes plus strictes que celle de l'OMS. L'Italie est le premier à avoir adopté une réglementation en 1977 qui suit dans les grandes lignes l'approche californienne. Cependant, en Sicile, une réglementation régionale, plus proche de celle de l'OMS, a été mise en place [40].

Le tableau suivant montre les normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations [41].

**Tableau 9 : Normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations [41].**

<b>Pays/ organisation</b>	<b>Recommandations</b>
<b>OMS (niveau A)</b>	1000 coliformes thermo tolérantes/100 mL + 1 ouef d'helminthe/L
<b>USEPA</b>	<1 ou 200 coliformes thermo tolérantes/100 mL selon culture
<b>Title22 (Californie)</b>	2,2 ou 2,3 coliformes totaux /100 mL selon cultures + filière de traitement agréée
<b>France (CSHPF, niveau A)</b>	1000 coliformes thermo tolérantes/100 mL + 1 ouef d'helminthe/L + contrainte techniques particulières
<b>Afrique de Sud</b>	1 ou 1000 coliformes thermo tolérantes/100 mL selon cultures + filière imposés

<b>Japon</b>	1 E. coli/100mL + résiduel de chlore total > 0,4 mg/L
<b>Koweït</b>	100 ou 1000 coliformes totaux/100mL selon cultures + effluent oxydé + filtré et désinfecté
<b>Arabie saoudite</b>	2,2 coliformes totaux/100mL (culture à accès restreint)
<b>Tunisie</b>	< 1 nématode intestinal/L

### 2.6.3. Exemple de réutilisation des eaux usées

Le tableau suivant (non exhaustif) présente quelques exemples du 20ème siècle de réutilisation des eaux usées.

**Tableau 10 : Quelques exemples de récupération et réutilisation des eaux usées pendant le 20ème siècle [40], [42].**

<b>Année</b>	<b>Lieu</b>	<b>Type de réutilisation</b>
1912-85	Golden Gate Park, San Francisco, CA, USA	Arrosage des pelouses et alimentation des lacs d'agrément
1926	Parc national du Grand Canyon, AZ, USA	Chasses d'eau, arrosage rotatif, eau de refroidissement, alimentation des chauffe-eaux
1929	Pomona, CA, USA	Irrigation des pelouses et jardins
1942	Baltimore, MD, USA	Refroidissement des métaux et procédés sidérurgiques à Bethlehem Steel Company
1960	Colorado Springs, CO, USA	Irrigation de terrains de golf, cimetières et autoroutes
1961	Districts d'assainissement de Los Angeles County, CA, USA	Recharge des eaux souterraines au moyen de bassins d'étalement à Montebello Foreba

1962	Soukra, Tunisie	Irrigation des cultures d'agrumes et réduction de l'intrusion d'eau salée dans les eaux souterraines
1968	Windhoek, Namibie	Récupération directe des eaux usées pour augmenter les approvisionnements en eau potable
1969	Wagga Wagga, Australie	Irrigation de terrains de sport, pelouses et cimetières
1970	Groupe de pâte à papier et papier Sappi, Enstra, Afrique du Sud	Utilisation industrielle d'eaux usées municipales pour les procédés de fabrication de pâte à papier et papier
1976	District des eaux d'Orange County, CA, USA	Recharge des eaux souterraines par injection directe à la Water Factory 21
1977	Projet de la région de Dan, TelAviv, Israël	Recharge des nappes aquifères par des bassins pour une irrigation sans restriction des cultures
1977	St Petersburg, FL, USA	Irrigation de parcs, terrains de golf, terrains scolaires, pelouses de résidences et eau d'alimentation de tours de refroidissement
1984	Agglomération de Tokyo, Japon	Chasses d'eau de 19 tours d'habitation
1985	El Paso, TX, USA	Recharge des nappes aquifères par injection directe Hueco Bolson, et eau de refroidissement de centrales
1987	Monterey, CA, USA	Irrigation de cultures vivrières susceptibles d'être consommées sans cuisson
1989	Shoalhaven Heads, Australie	Irrigation de jardins et chasses d'eau

1989	Girona, Espagne	Irrigation de terrains de golf
1998	Clermont-Ferrand, France	Irrigation agricole de 580 ha par l'utilisation de 150 000 m <sup>3</sup> d'effluents industriels et 440 000 m <sup>3</sup> d'effluents domestiques traités

#### 2.6.4. Bénéfices et contraintes de la REUT [29].

##### 2.6.4.1. Intérêt, avantages et bénéfices

###### A. Ressource alternative

- Augmenter la ressource en eau et la flexibilité d'approvisionnement tout en diminuant la demande globale.
- Différer le besoin de mobilisation d'autres ressources en eau.
- Assurer une ressource fiable, disponible et indépendante des sécheresses.
- Dans certains cas, une exécution rapide et plus facile que la mobilisation de nouvelles ressources en eau de première main.
- Garantir une indépendance vis-à-vis du fournisseur d'eau potable

###### B. Conservation et préservation des ressources

- Économiser l'eau potable pour la réserver aux domestiques.
- Contrôler la surexploitation des ressources souterraines.

###### C. Aspects législatifs et sanitaires

- Anticiper la compatibilité avec les nouvelles tendances réglementaires.

###### D. Valeur économique ajoutée

- Éviter les coûts du développement, du transfert et de pompage de nouvelles ressources en eau douce.
- Assurer des revenus complémentaires grâce à la vente de l'eau recyclée et des produits dérivés.
- Favoriser le tourisme dans les régions arides.
- Augmenter la valeur foncière des terrains irrigués.
- Réduire ou éliminer l'utilisation des engrais chimiques en irrigation.

Assurer des bénéfices économiques pour les usagers grâce à la disponibilité de l'eau recyclée en cas de sécheresse.

**E. Valeur environnementale**

- Réduire les rejets de nutriments et de polluants dans le milieu récepteur.
- Éviter les impacts négatifs liés à la construction de nouveaux barrages, réservoirs.
- Améliorer et maintenir les plans d'eau en cas de sécheresse.
- Proposer une alternative fiable aux rejets d'eaux usées dans les milieux sensibles.
- Améliorer le cadre de vie et l'environnement.
- Profiter des nutriments apportés par l'eau d'irrigation pour augmenter la productivité des cultures agricoles et la qualité des espaces verts.

**F. Développement durable**

- Assurer une ressource alternative à faible coût pour les régions arides, la protection des milieux sensibles et la restauration des zones humides.
- Augmenter la production alimentaire en cas d'irrigation.

Réduire les coûts énergétiques et environnementaux par rapport à ceux de l'exploitation des aquifères profonds, du transport d'eau à longues distances, du dessalement, etc.

**2.6.4.2. Défis et contraintes**

**A. Aspects législatifs et sanitaires**

- Absences de réglementation et des incitations à la réutilisation.
- Droit sur l'eau : qui possède l'eau recyclée et qui récupère les revenus ?
- Exploitation inappropriée et/ou qualité non conforme.
- Problèmes de santé publique liés aux pathogènes éventuels dans les eaux usées non traitées.

**B. Aspects sociaux-légaux**

- Répartition des responsabilités et gestion des litiges.

- Acceptation publique de la réutilisation.

**C. Aspects économiques**

- Financement des infrastructures et des coûts d'exploitation.
- Recouvrement des coûts aléatoire.
- Demande saisonnière pour l'irrigation et besoin de stockage.
- Responsabilité pour la perte potentielle du revenu de la vente d'eau potable.

**D. Aspects environnementaux et agronomiques**

- La présence de beaucoup de sels, bore, sodium et autres micropolluants peut avoir des effets négatifs sur certaines cultures et les sols.

**E. Aspects technologiques**

- Une grande fiabilité d'exploitation est requise.
- Importance du choix de la filière de traitement.

# CHAPITRE 03

## Notions générales sur les argiles



### 3.1. DÉFINITION

#### 3.1.1 L'origine, la fabrication et la production de l'argile

L'argile est un matériau plastique, malléable, provenant de la désintégration naturelle de roche terreuse ; elle contient normalement de 15% à 20% d'eau et présente des propriétés hygroscopiques. On la trouve sous forme de sédiment dans de nombreuses formations géologiques de toutes les régions du monde ; elle contient des proportions variables de feldspath et de mica ainsi que des mélanges de quartz, de calcite et d'oxyde de fer.

La qualité de l'argile dépend de sa teneur en alumine ; un kaolin de bonne qualité contient par exemple 40% environ d'alumine et sa teneur en silice ne dépasse pas 3% à 6%. Les gisements d'argile renferment en moyenne de 10% à 20% de quartz, mais dans une argile de mauvaise qualité- c'est -à-dire qui recèle une moindre proportion d'alumine- la teneur en quartz peut atteindre 50%.

Un même gisement peut être composé d'argile de diverses qualités susceptibles d'être séparées sur le lieu même de l'extraction. A l'état plastique, l'argile peut être moulée ou pressée, mais par cuisson, elle durcit et conserve la forme qui lui a été donnée.

L'extraction de l'argile s'effectue souvent à ciel ouvert, bien qu'il existe également des exploitations souterraines. Dans les argilières à ciel ouvert, la méthode d'extraction dépend de la qualité de l'argile et de la profondeur du gisement ; les conditions impliquent parfois l'emploi d'outils pneumatiques à main, mais partout où la chose est possible, les opérations sont mécanisées et font appel à des excavatrices, des pelles mécaniques, des trancheuses et des foreuses. L'argile est acheminée vers la surface, au moyen de wagonnets ou de convoyeurs. Une fois à la surface, elle peut être soumise à diverses opérations préliminaires (séchage, broyage, malaxage, etc.), avant d'être expédiée. Il arrive parfois, comme pour de nombreuses briqueteries, que l'usine de fabrication des produits jouxte l'argilière [43].

L'argile, sous ses différentes formes, constitue la matière première employée pour la fabrication d'objets en céramique, de briques, de tuiles et

de revêtements réfractaires. Elle peut être utilisée telle quelle pour les constructions réfractaires ; in situ, elle sert parfois à retenir le gaz stocké en profondeur. Une ventilation et des mesures de prévention technique sont nécessaires [43].

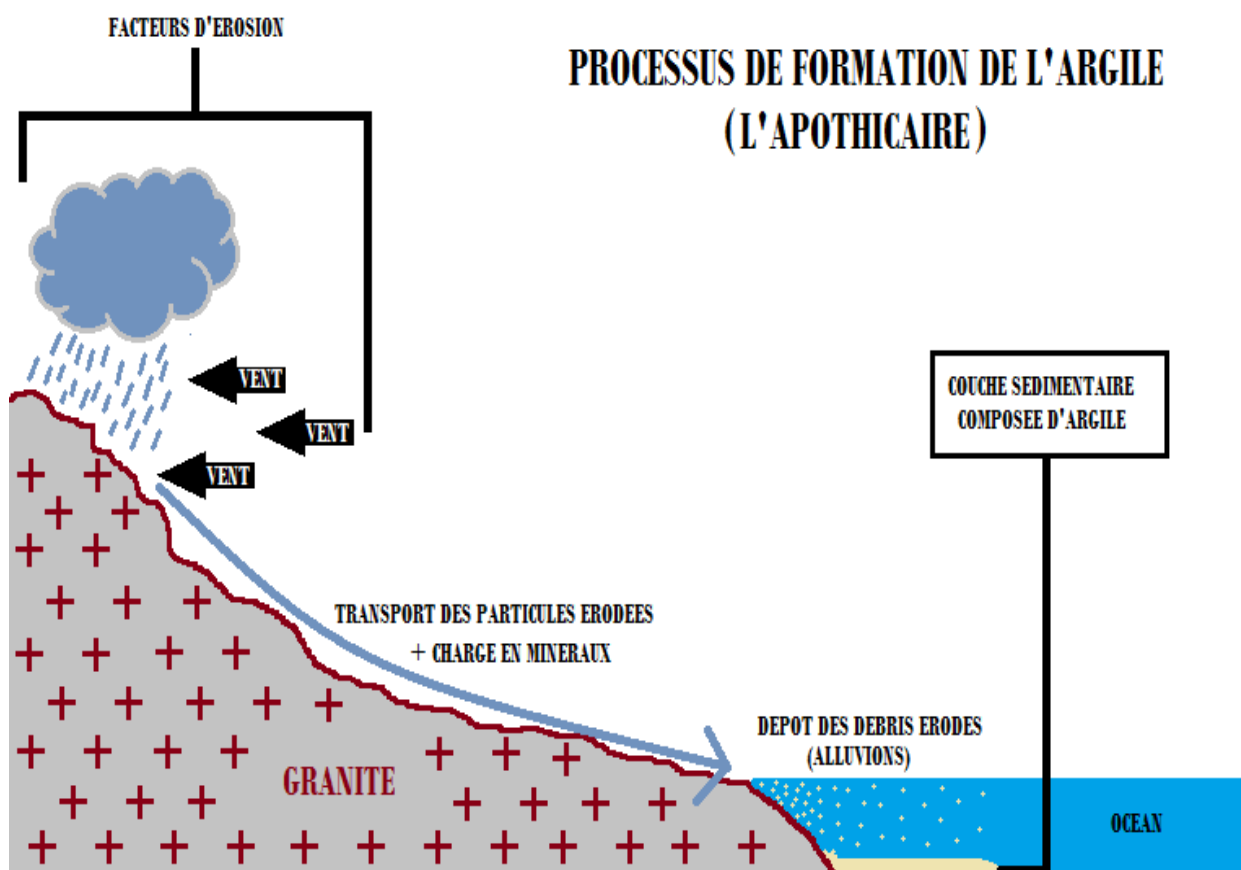


Schéma 2 : Processus de formation de l'argile [43].

### 3.2. MINÉRAUX ARGILEUX

Les minéraux argileux sont des substances cristallines qui tirent essentiellement leur origine de l'altération chimique de certains minéraux composant la roche. Sur le plan chimique, ce sont des alumino-silicates hydriques ajoutés à d'autres ions métalliques. Tous Les minéraux argileux sont de très petits cristaux colloïdaux (de diamètre inférieur à 1  $\mu\text{m}$ ), qu'on ne peut voir qu'au microscope électronique. Les cristaux ressemblent à de minces plaquettes ; des études par diffraction de rayon X ont permis aux

chercheurs d'établir que ces plaquettes sont un empilement de feuillets à structure atomique répétée. En réalité, il n'existe que deux types de feuillets de cristaux de base, les feuillets en tétraèdre ou de silice et les feuillets en octaèdres ou d'alumine [44]. L'agencement des couches permet de distinguer trois principaux types de minéraux :

- Type 1 :1 ou T -O (1 couche octaédrique et 1 couche tétraédrique) équidistance voisine de 7 Å

- Type 2 :1 ou T -O- T (1 couche octaédrique entre 2 couches tétraédriques) équidistance variable entre 9 et 15 Å, suivant le remplissage ou non de l'espace interfoliaire ;

- Type 2 :1 :1 ou T -O-T -O est similaire au type précédent mais l'espace interfoliaire est occupé par une couche d'octaèdres. L'équidistance caractéristique est alors de 14 Å environ.

Leur constitution se différencie par le mode d'empilement de ces feuillets et par les divers liants et ions métalliques contenus dans le treillis cristallin. La feuille en tétraèdre est une combinaison d'unités tétraédriques de silice composées de quatre atomes d'oxygène aux sommets entourant un atome unique de silicium. A la figure (20.a) on peut voir un tétraèdre de silice ; la figure (20.b) montre la disposition des atomes d'oxygène à la base de chaque tétraèdre formant la structure en feuillets. Les atomes d'oxygène à la base de chaque tétraèdre sont situés sur un plan et les sommets qui ne sont pas jointifs pointent tous dans la même direction. La figure (20.c) représente schématiquement le feuillet en tétraèdre plus courant. La figure (20.d) donne une vue en plan du feuillet de silice pour montrer la façon dont les atomes d'oxygène et la base d'un tétraèdre appartiennent aux deux tétraèdres adjacents et la liaison qui unit deux atomes de silicium. On remarquera la présence d'un « trou » en forme d'hexagone au centre des feuillets. Les feuillets en octaèdres est une combinaison d'unités octaédriques composées de six atomes d'oxygène ou d'hydroxyle entourant un atome d'aluminium, de magnésium, de fer ou d'un autre élément. La figure (21.a) illustre un octaèdre tandis que la figure (21.b) montre l'agencement des octaèdres pour former la structure en feuillets. Les rangées d'atomes d'oxygène ou d'hydroxyle dans le

feuillelet se trouvent sur deux plans. La figure (21.c) représente schématiquement le feuillelet octaédrique auquel on fait référence plus loin. La figure (21.d) offre une vue en plan du feuillelet octaédrique illustrant la disposition des différents atomes et la manière dont ils sont partagés [44].

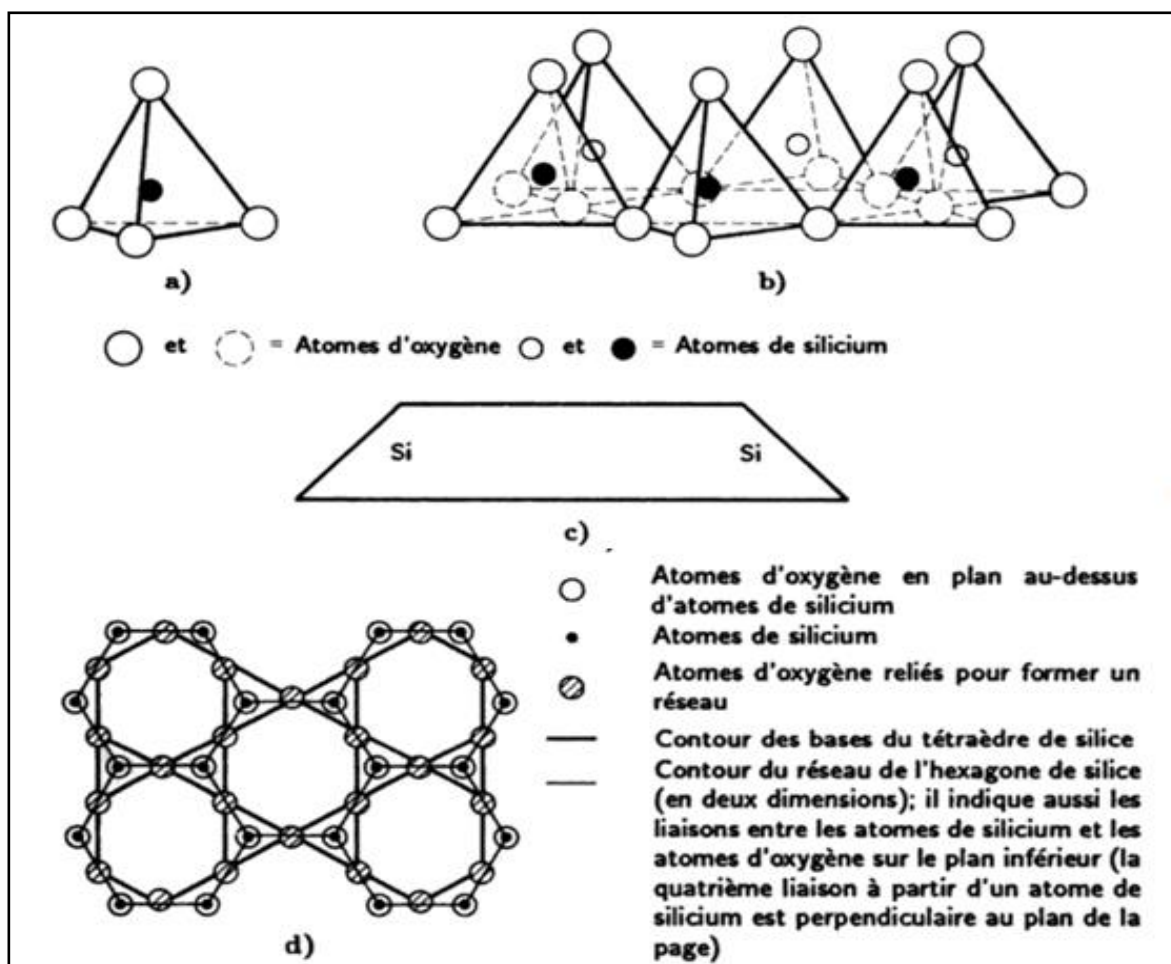
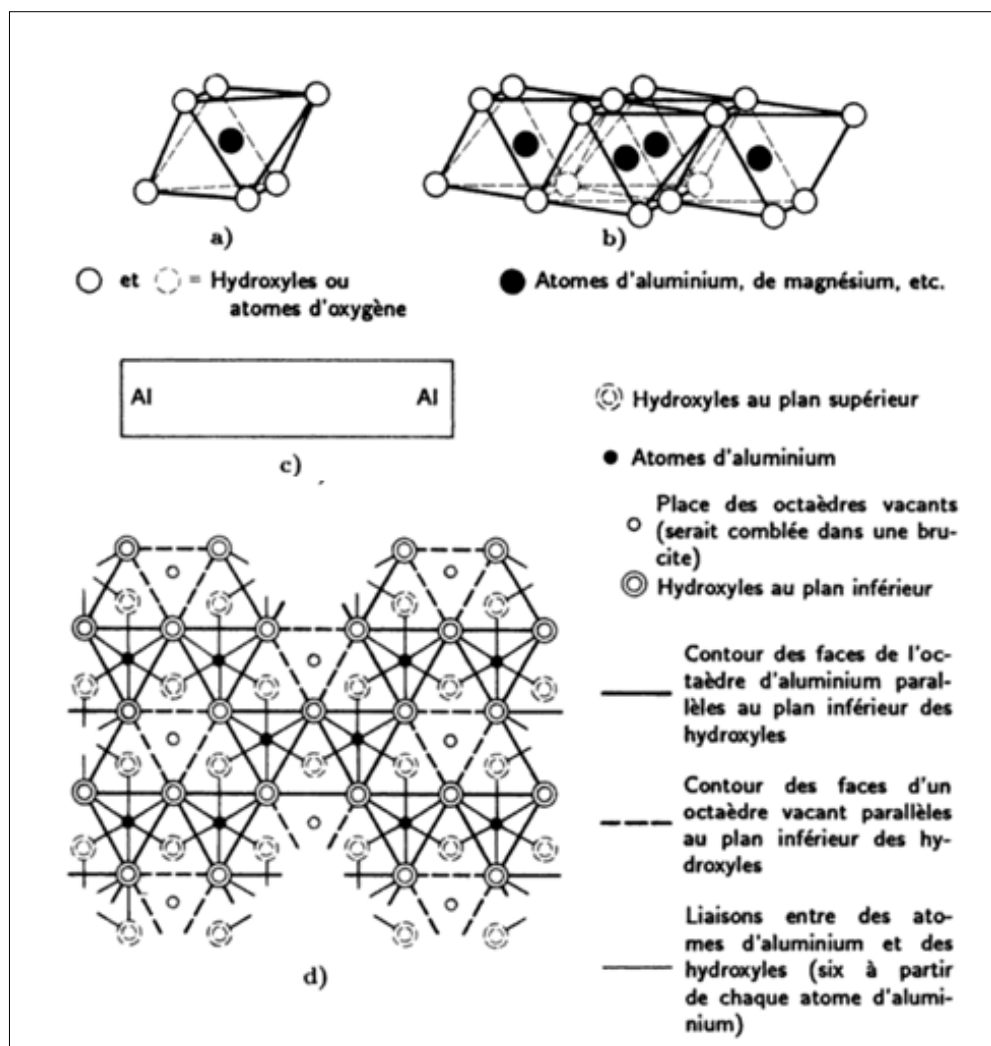


Figure 20 : a) Tétraèdre de silice ; b) vue isométrique d'un feuillelet de silice en tétraèdre ; c) schéma du feuillelet de silice ; d) vue en plan du feuillelet de silice[44].



**Figure 21 : a) Octaèdre d'aluminium (ou de magnésium) ; b) vue isométrique d'un feuillet en Octaèdre; c) schéma du feuillet en Octaèdre d'aluminium (ou magnésium) ; d) vue en plan du dessus du feuillet en octaèdres [44].**

La substitution de différents cations dans le feuillet octaédrique est fréquente et elle est à l'origine de différents minéraux argileux. Lorsque les ions de change sont à peu près de la même dimension, on qualifie cette substitution d'isomorphe. Il arrive parfois qu'un cation ne soit pas présent dans chaque feuillet ; on obtient alors une structure cristalline et un minéral argileux de nature quelque peu modifiée, dont les propriétés physiques sont légèrement différentes. Lorsque tous les anions du feuillet octaédrique sont des hydroxyles et que les deux tiers des positions cation sont occupées par des atomes d'aluminium dans le feuillet et qu'il occupe la position cation, on donne alors au minéral le nom de brucite. Les

variations de la structure en feuillets de base sont à l'origine de la douzaine de minéraux argileux identifiés jusqu'à maintenant. Tous les minéraux argileux sont constitués de deux feuillets de base qui sont empilés d'une façon caractéristique et qui comportent certains cations dans les feuillets en tétraédre et en octaédre. Dans le domaine de l'ingénierie, on ne relève toutefois que les minéraux argileux les plus courants dans les sols dits argileux [44].

### **3.3. LES DIFFERENTS TYPES D'ARGILE**

#### **3.3.1 Classification selon la structure chimique**

##### **3.3.1.1 Kaolin**

Cette roche argileuse tire son nom du site chinois kao-Ling, où elle fut découverte. Son nom est dérivé du terme chinois "gao ling" traduit par "hautes collines". On appelle la roche kaolinite et le minéral argileux kaolin. Cette argile blanche, douce, friable, réfractaire, contient autant d'aluminium que de silice. Riche en silice et peu concentrée en sels minéraux, elle est utilisée pour la fabrication de porcelaine et de céramique. C'est une des rares argiles inerte chimiquement. Cette caractéristique en fait un composant idéal pour le papier, en tant que liant dans les peintures, dans les plastiques, ainsi que dans les médicaments[45].

##### **3.3.1.2 Les Smectites**

La caractéristique essentielle de ce minéral (figure22) est de posséder entre des couches de même constitution que l'illite un certain nombre de couches d'eau, si bien que la distance entre deux couches est très variable.

Cette capacité d'absorption d'eau est réversible, le matériau gonfle et peut atteindre plusieurs fois son volume sec. Plusieurs substitutions sont possibles, surtout dans la couche octaédrique, et peuvent créer un déficit de charge annihilé par l'adsorption d'ions extérieurs  $\text{Na}^+$  ou  $\text{Ca}^{2+}$ .

En microscopie électronique, les smectites se présentent sous la forme de feuillets très étendus ayant souvent un aspect fripé ou des bords enroulés. La taille des particules est nettement inférieure au micromètre, et

leur épaisseur est très faible, quelques dizaines d'Angstroms, c'est à dire ici quelques feuillets.

Il arrive fréquemment que les argiles rencontrées dans la nature soient constituées d'un mélange de deux ou plusieurs minéraux argileux appartenant à différents groupes. On les appelle alors des interstratifiés [46].

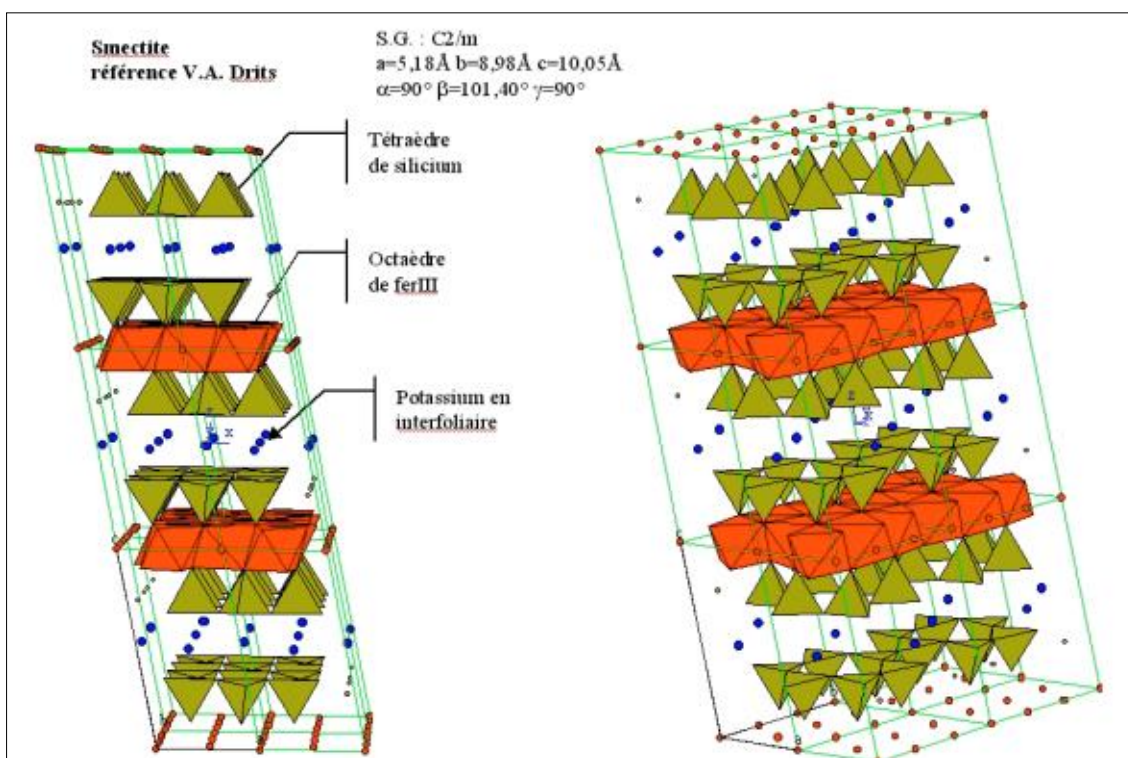


Figure 22 : Présentation en perspective d'une structure de smectite

### 3.3.1.2.1 Montmorillonite

La structure des minéraux de ce groupe est voisine de celle des micas.

L'Aluminium en position octaédrique peut être remplacé par Mg, ce qui crée un déficit de valences, compensé par un ion extérieur, le plus souvent Na, mais aussi parfois Ca. Cet ion Na ou Ca, moins lié que les ions K des micas, s'échange facilement avec d'autres cations et permet l'extension du feuillet. Les liquides organiques peuvent également être adsorbés.

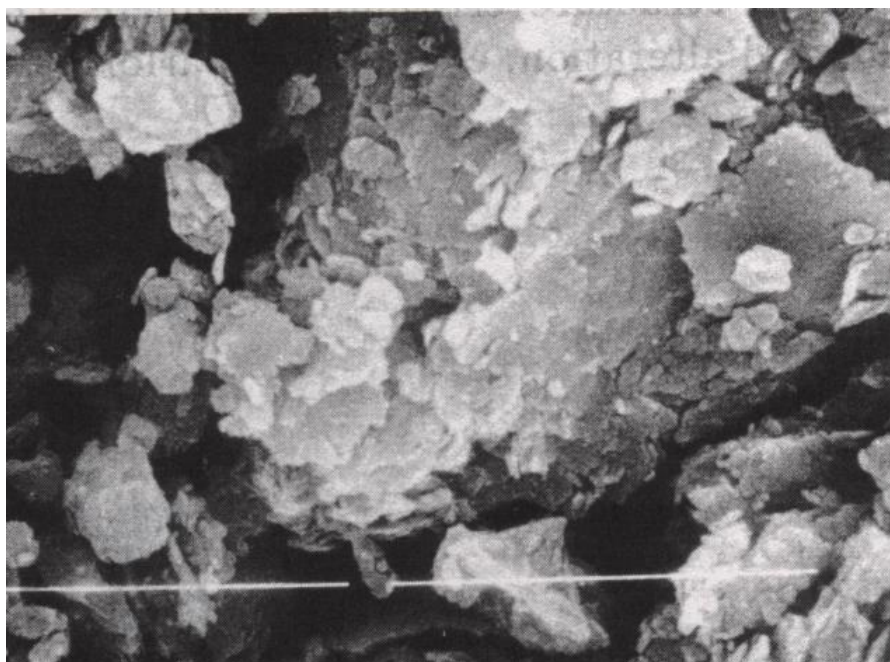
La composition chimique de ces minéraux oscille entre un pôle alumineux (monotmorillonite, sensu stricto), un pôle ferrique (nontronite) et un pôle magnésien (saponite) [47].

### 3.3.1.2 Attapulgite ou Bentonite

Ces minéraux ont une structure rubanée. Entre des couches continues de tétraédres de silice se trouvent en position alternée des couches octaédriques à centre de Mg. Disposition en brique creuse [47].

### 3.3.1.3 Illites

L'illite a une structure cristalline semblable à celle des minéraux micacés ; elle contient cependant moins de potassium, comporte moins de substitution isomorphes que les autres micas et elle est chimiquement plus active que ces derniers. On peut voir, à la figure 23, une photographie au microscope à balayage électronique d'une illite [44].



**Figure 23 : Photographie au microscope à balayage électronique d'une illite de Fihian, Illions. La longueur du trait de lumière est de 5  $\mu\text{m}$ . [44].**



### 3.3.1.4 Vermiculites

la Vermiculite est fréquente dans les sols de la zone tempérée. La couche octaédrique contient du fer et du Mg. La vermiculite est proche des illites et chlorite mais montre des propriétés gonflantes [48].

### 3.3.1.5 Chlorite

Le chlorite est relativement fréquente dans les sols argileux ; elle est constituée d'une répétition des couches suivantes : un feuillet de silice, un feuillet d'alumine, un autre feuillet de silice et finalement, un feuillet de gibbsite (Al) ou de brucite (Mg) (fig.24). On pourrait la considérer comme un minéral 2 :1 :1. Le chlorite peut aussi comporter plusieurs substitutions isomorphes et dans certains cas, perdre une couche de brucite ou de gibbsite. Étant donné que l'eau peut pénétrer entre les couches, le chlorite peut être gonflant ; elle n'est cependant pas aussi active que la montmorillonite [44].

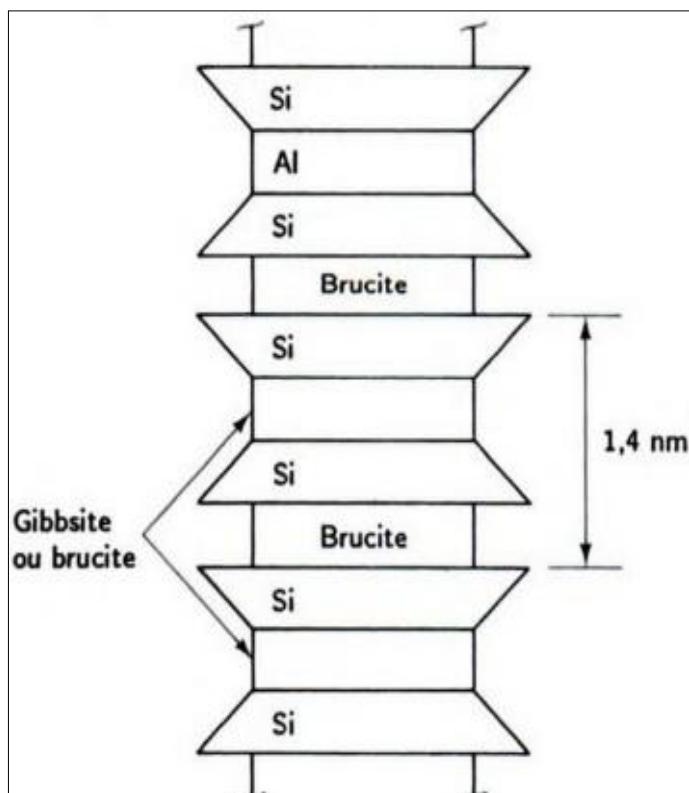
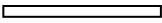
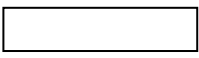
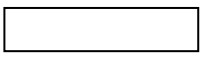
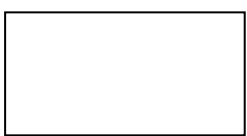


Figure 24: Schéma de la structure de chlorite [44].

**Tableau 11: Valeurs moyennes des dimensions relatives, des épaisseurs et des surfaces spécifiques des minéraux argileux les plus communes [43].**

Vue en coupe	Epaisseur type (nm)	Diamètre type (nm)	Surface spécifique (Km <sup>2</sup> /Kg)
 <b>Montmorillonite</b>	3	100-1000	0.8
 <b>Illite</b>	30	10 000	0.08
 <b>Chlorite</b>	30	10 000	0.08
 <b>Kaolinite</b>	50-2000	500-4000	0.015

### 3.3.2 Classification selon la couleur

La couleur des argiles est souvent évoquée lors de leur commercialisation et constitue un paramètre de choix pour leur utilisation. Que représente la couleur pour ces minéraux et quel est son rapport avec leur propriété ou leur pureté ?

Liée à la perception visuelle première que l'on a d'une argile, la couleur est souvent utilisée en liaison avec ses propriétés. Dans un certain sens cette proposition est acceptable, mais elle n'est pas toujours supportée par une réalité scientifiquement démontrée [49].

### 3.3.2.1 Importance de la couleur

La couleur des argiles est un paramètre très important dans les applications dont nous traitons ici. Il y a en effet une très grande incidence visuelle de la couleur sur la relation d'une personne avec un produit dont l'utilisation est destinée à un usage corporel personnel. Les qualificatifs commerciaux ne peuvent être plus explicites : ainsi on vend couramment une « argile verte ou blanche ou brune... » ; Les caractères minéralogiques et cristallographiques viennent ensuite, lorsqu'ils sont connus. La couleur est dans ce cas critère de repère essentiellement visuel pour l'acheteur. Souvent ce critère de couleur est quasiment un paramètre de qualité mais, de nombreux utilisateurs ne peuvent expliquer la raison de choix [49].

Que représente la couleur pour ces minéraux et quel est son rapport avec leurs propriétés ? Ce sujet délicat mérite une approche d'autant plus détaillée qu'il met en cause un phénomène de perception qui est très personnel. De très nombreux ouvrages traitent de cette question dans les domaines les plus variés. De nombreuses argiles ont une couleur blanche. Elles sont alors recherchées en général à cause de l'absence d'ions colorants qui pourraient perturber les processus d'emploi.

La couleur blanche est souvent synonyme de « pureté » ce qui justifie son emploi dans le domaine de la santé et de cosmétologie. Les argiles blanches sont souvent des minéraux proches des modèles structuraux idéaux non perturbé par des défauts lors de leur genèse. Ce caractère nécessite une grande uniformité des conditions initiales de formation. On les retrouve dans de grands gisements (kaolinite, talc, smectites par exemple) ou encore dans des sites de transformation microscopiques dans une roche mère (kaolinite de Saint – Austell en Cornouailles).

La couleur blanche est rassurante est elle témoigne de la propreté, la couleur verte quant à elle, est associée au calme, à la nature, à l'équilibre et au repos. Elle stimule l'activité spirituelle, elle est signe d'espoir voire d'immortalité. Toutes ces caractéristiques se sont ancrées peu à peu dans les profondeurs psychologiques humaines. Nul doute le rapport entre la couleur d'une argile et son utilisation n'ait une composante d'ordre

psychique. Si c'est une contribution positive. Pourquoi la réfuterait-on ?[49].

### 3.3.2.2 Origine de la couleur

La couleur des argiles résulte de leur structure cristalline considérée dans un état donné et dans un contexte donné. C'est donc leur composition chimique, indissociable de la structure cristalline, qui est en cause. L'état d'oxydation des cations structuraux est un facteur essentiel de la couleur « originelle » [49].

Pour comprendre la couleur, il faut lui associer l'état de charge de l'ion et sa position (tétraédrique, octaédrique ou inter foliaire) dans la structure.

De très faibles taux de substitution ioniques suffisent à perturber la couleur s'une argile blanche. Par exemple, des trace infimes de fer colorent la kaolinite (mais également le kaolin) vers une couleur ocre et des fait minimisent considérablement son emploi industriel pour le couchage du papier par exemple.

De même, la bentonite utilisée en céramique lors de la fabrication de pâtes liquides est recherchée, car elle ne perturbe pas la couleur à la cuisson. Dans le domaine de la santé, ces petites particules, parfois de tailles nanométrique, mélangées à l'argile, peuvent avoir une incidence non désirée, ainsi il convient d'être prudent.

Dans le domaine de la synthèse des argiles, la maîtrise de la composition chimique permet un contrôle de la couleur. Ainsi des « tales de différentes couleurs » ont été obtenus en introduisant des ions choisis en positions octaédriques cobalt (rose), nickel (vert) ou bleus avec le cuivre. Leur introduction dans des applications paramédicales est dès lors envisageable.

Pour une approche scientifique plus complète de cette question, on peut se référer à l'ouvrage coordonné par Decarreau (1990, chapitre 3). Nous devons signaler qu'une argile extraite de son milieu naturel peut évoluer lentement par changement de l'état d'oxydation de certains ions dans la condition atmosphérique risque de température, pression et

hygrométrie. Ainsi des d'identification erronées (par exemple, l'halloysite se déshydrate quasi spontanément, les glauconites et nontronites rougissent par simple exposition au soleil du fait du chargement d'état d'oxydation du fer).

Une quantité importante d'eau peut modifier totalement l'aspect coloré. La présence d'eau, même en faible quantité, modifie l'aspect coloré de l'argile en le rendant plus vif, plus saturé. L'origine de la couleur des argiles n'est pas unique. Elle se trouve souvent dans la nature des défauts structuraux, mais elle peut aussi provenir de matières associées à l'argile, et refléter la présence de fonctions chromophores et de centres colorés. La présence de composés associés peut considérablement influencer sur l'aspect visuel, et dans certains cas, il convient de rester très vigilant, car la couleur peut provenir d'impuretés dont les propriétés peuvent ne pas être examinées [49].

Les ions structuraux du feuillet silicate sont pratiquement très difficiles, voire impossible, à déplacer au sein du minéral. La modification naturelle ou forcée de leur état d'oxydation agit sur le potentiel électrique et provoque un changement de leurs caractéristiques vis-à-vis du spectre visible donc de leur couleur. La chaleur modifie souvent la couleur : il ne faut toutefois pas oublier que, dans le cas des hautes températures utilisées par l'industrie de la céramique, on aboutit à des types de structures très différents de celle des argiles de départ ; elles n'entrent pas dans le cadre de notre propos. Les argiles contiennent un second type d'ions, dits ions compensateurs, décrits plus haut. Ils se situent en positions inter foliaires ou en bordure des feuillets. Leurs liaisons avec les feuillets sont beaucoup plus faibles ; ils sont donc aisément échangeables. Leur action sur la couleur est de fait importante et plus ou moins contrôlable. Ils permettent de nombreuses applications dans les recherches d'effets visuels [49].

La combinaison des effets des ions structuraux et des ions compensateurs sur la couleur peut conduire à de grandes difficultés d'interprétation lors des déterminations minéralogiques [49].

**Tableau 12 : Couleur des minéraux argileux en fonction des ions structuraux [49]**

Colorations de l'argile à l'état naturel	Ions structuraux
<b>Blanche</b>	$Al^{3+}, Mg^{2+}$
<b>Bleu</b>	$Fe^{2+}, Cu^{2+}, (Ni^{2+})^{IV}$
<b>Jaune</b>	$Fe^{3+}$
<b>Rose</b>	$Li^{+}, Mn^{4+}, Co^{2+}$
<b>Rouge</b>	$Mn^{4+}, Fe^{3+}, Co^{3+}, Ti^{4+}$
<b>Vert</b>	$Fe^{2+}, Fe^{3+}, Cr^{3+}, Ni^{2+}$
<b>Violet</b>	$Mn^{2+}, Cr^{2+}$

NB : ce tableau indique l'essentiel, il peut être complété.

Les géologues et les minéralogistes repèrent toujours les couleurs sur le terrain, car les lignes d'iso coloration sont en général les témoins de phénomènes d'évolution similaires pendant ou après la formation. Ces observations peuvent être réalisées directement sur le terrain ou sur des échantillons. On peut ainsi sérier et différencier des zones homogènes et des zones intermédiaires de transition pour avoir une première approximation de la composition chimique locale en élément mineurs et des différences du degré d'oxydation entre les zones. D'une zone à l'autre, il est alors possible de mesurer la variation de composition et, éventuellement, d'en établir l'historique. Cette étape est primordiale dans la sélection des argiles utiles pour la santé [49].

### 3.3.2.3 Evolution de la couleur

Deux paramètres physiques ont des effets importants sur les argiles : la température et l'état d'hydratation. nous ne considèrent que les conditions de température adaptées au monde vivant.

Lorsque l'on chauffe progressivement une argile, sa couleur change. A basse température, nous avons vu que l'eau commence à se séparer du minéral. quand la température s'élève, des changements d'oxydation de certains ions (souvent du fer) provoquent des changements de couleurs irréversibles. La couleur est un témoin de l'histoire du minéral, en fait, l'élévation de la température ne fait qu'accélérer le phénomène qui peut

survenir à température ambiante dans des circonstances adaptées (déshydratation, ou après dispersion par exemple), mais sur des périodes de temps nettement plus longues. Par exemple, le passage de  $Fe^{+2}$  à  $Fe^{+3}$  dans la couche octaédrique d'une smaltite conserve le caractère argileux du produit.

De toute façon, même si le squelette structural de l'argile initiale subsiste, on ne peut plus considérer comme argiles les produits fortement chauffés lorsqu'ils sont déshydroxylés. La couleur évolue aussi avec l'état d'hydratation. Pour de faibles taux d'hydratation il y a d'abord une accentuation de la couleur. Pour forts taux, par exemple pour une suspension contenant peu d'argile (quelque) la couleur propre de l'argile fait place à celle provoquée par le phénomène de diffusion de la lumière sur les microparticules et présente un aspect opalescent.

Pour bien observer la couleur d'une argile, il faut le faire dans des conditions d'assez forte humidité. Les couleurs sont alors plus vives. Cela ne signifie nullement qu'elles soient plus représentatives, mais les effets de contraste sont plus marqués [49].

### 3.4. PROPRIETES DE L'ARGILE

#### 3.4.1. Absorbante et Adsorbant

L'absorption correspond à l'internalisation d'un liquide ou d'un gaz. L'exemple typique est celui de l'éponge s'imbibant de liquide. Au niveau de l'argile ce phénomène est passif, il se produit par capillarité, contrairement à l'absorption au niveau du tube digestif [45].

**Tableau 13 : Pourcentage d'absorption d'argiles en fonction de leur poids [45].**

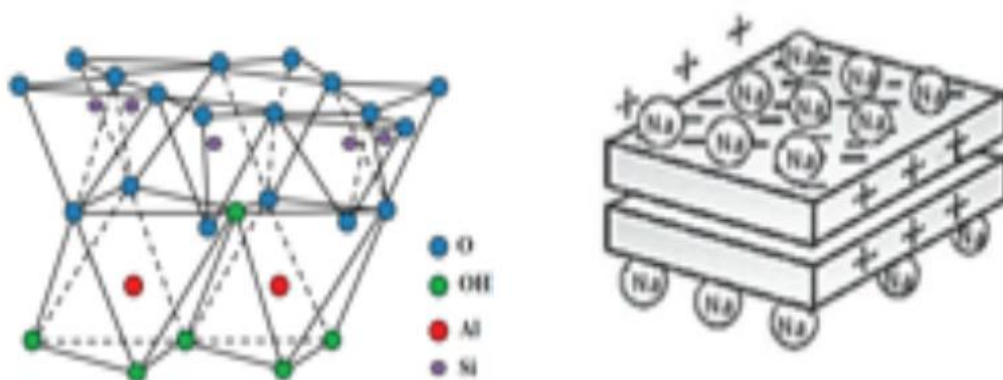
Type d'argile	Pourcentage d'absorption de son poids
Attapulgite	40%
Illite	25%
Montmorillonite	20%

Les argiles les plus absorbantes ne sont pas conseillées en usage interne. Le risque de constipation est trop important. Elles sont

généralement utilisées comme capteur de liquides et d'odeur (entrent dans la composition des litières) ou comme détachant,...

L'adsorption est une autre qualité des argiles. Contrairement au phénomène d'absorption qui internalise les molécules (à l'état liquide ou gazeux), l'adsorption correspond à la fixation de molécules en surface. Elle s'applique également aux liquides et aux gaz. Cette fixation peut être ionique, électrostatique ou encore relative aux tensions superficielles.

Deux types d'adsorptions sont identifiés. Le premier est physique, par la formation de complexes avec des molécules organiques, les liens électrostatiques entre les feuillets et les cations interfoliaires étant très faibles (liaisons de Van der Waals), ils permettent la fixation de molécules organiques externes. Le second l'adsorption chimique, qui relève des liaisons ioniques, est la majeure partie du pouvoir adsorbant. Les argiles étant chargées négativement à l'intérieur et positivement en surface (figure 25). Les atomes de silicium (Si) et aluminium (Al), à l'intérieur de la structure, sont positifs. Les ions oxygène (O) et hydroxyles (OH) aux sommets de la structure sont négatifs. Ces ions négatifs à la surface du feuillet sont fixés à des atomes de sodium (Na), chargés positivement [45].



**Figure 25: Structure ionique d'un feuillet d'argile [45].**

L'adsorption est mesurable par les échanges ioniques, par la méthode CEC (capacité d'échange de cations). C'est une méthode colorimétrique à l'aide de bleu de méthylène exprimée en milliéquivalents de colorant adsorbé pour 100g d'argile [45].



**Tableau 14 : Surface spécifique et capacité d'échange de cations de différentes argiles [50].**

<b>Minéral</b>	<b>Surface interne (m<sup>2</sup>/g)</b>	<b>Surface externe (m<sup>2</sup>/g)</b>	<b>Surface total (m<sup>2</sup>/g)</b>	<b>CEC (milléquivalent/100g)</b>
<b>Kaolinite</b>	0	10-30	10-30	5-15
<b>Illite</b>	20-55	80-120	100-175	10-40
<b>Smectites</b>	600-700	80	700-800	80-150
<b>Vermiculite</b>	700	40-70	760	100-150
<b>Chlorite</b>	-	100-175	100-175	10-40

C'est de la charge positive de surface que découle une grande partie des propriétés des argiles. Cette propriété est utilisée dans le raffinage du pétrole, celui du sucre ou encore des huiles, ainsi que dans certaines méthodes analytiques telles que l'HPLC (Chromatographie Liquide à Haute Performance). L'argile, dont le pouvoir d'adsorption est optimal, est la smectite, argile utilisée en thérapeutique (exemple : Smecta). Les argiles peuvent donc adsorber des toxines, virus, bactéries, antibiotiques, acides organiques, gaz intestinaux, alcaloïdes,... Elles ont un rôle anti-infectieux par fixation des microorganismes qui seront ensuite éliminés dans les selles. Leur efficacité est démontrée pour certaines espèces bactériennes (se reporter au chapitre 3), également comme détoxiquant par élimination de toxines. Pour exemple, la strychnine (Alcaloïde indolique extrêmement toxique) est neutralisée jusqu'à 250mg/g d'argile [45]. (Montre dans le tableau 14)

**Tableau 15 : Comparatif des pouvoirs d'absorption et d'adsorption de différentes argiles [50].**

	Pouvoir d'absorption	Pouvoir d'adsorption
<b>Montmorillonite</b>	+	+++
<b>Illite</b>	+++	+
<b>Kaolinite</b>	+	+++
<b>Attapulgite</b>	+++	+
<b>Ghassoul</b>	+++	+++

Ces propriétés font des argiles des épurateurs d'eau naturels [45].

### 3.4.2. Thixotrope, couvrance

L'effet thixotrope fait passer l'argile de l'état solide à celui d'un gel en fonction de son hydratation. Par adsorption, l'argile va gonfler par écartement de ses feuillets jusqu'à disparition des espaces libres entre les cristaux. L'eau ne peut alors plus circuler, rendant la roche imperméable. Se gorgeant d'eau, elle devient une réserve disponible pour les plantes alentours. En cas de charge forte unissant les feuillets, ceux-ci ne se sépareront pas, empêchant l'eau de s'infiltrer. Ces argiles ne gonfleront pas en présence d'eau. Le gonflement d'une argile dépend donc de la charge des ions unissant les feuillets. Seuls les ions de charge faible laisseront l'eau s'adsorber. La chlorite, quand à elle, ne possède pas de pouvoir de gonflement. Cette propriété visant à écarter les feuillets les uns des autres empêche également tout passage d'oxygène. Cela en fait un antibactérien par blocage d'apport en dioxygène aux micro-organismes aérobies [45].

Le pouvoir couvrant résulte de l'effet thixotrope. Le gel formé se fixe à la muqueuse digestive. Les feuillets, de part la disparition des espaces libres, empêchent l'accès à la muqueuse des acides. Ce processus permet de soulager les douleurs de la sphère digestive, avec un effet protecteur des muqueuses digestives [45].

### **3.4.3. Autres propriétés : Acide, oxydo-réductrice, photovoltaïque, radioactive**

Le pH de l'argile varie de 4,6 à 10,2. Les argiles présentent des atomes de surface à caractère accepteur ou donneur d'électrons. Les sites donneurs vont piéger les accepteurs d'électrons et inversement. Ceci est lié à un caractère acide des argiles. Les minéraux argileux vont réagir comme des catalyseurs acides. Une charge sera transférée entre les formes adsorbées ou entre cations échangeables ou bien l'oxydation ou la réduction du cation à la surface de l'argile par les champs électriques forts du cation. Cette propriété varie selon les argiles ainsi que les substances en contact avec celles-ci. La nature du cation échangeable de l'argile, sa teneur en eau ou encore sa charge électrique négative feront varier l'acidité.

L'argile peut capter, transférer et cumuler l'énergie solaire (et également radioactive). Une expérience de la NASA recense qu'un bombardement d'argile par des charges énergétiques électrique et photonique modifie sa structure par acceptation d'électrons libres. Cette propriété est relative à la présence de silice dans la structure de l'argile. Cet oligoélément est capable de retenir les photons et de les stocker sous forme d'énergie électrique, principe du photovoltaïque. L'énergie électromagnétique engendrée par l'argile au contact du soleil est transmise au corps en contact avec celle-ci.

On appelle propriété « radioactive » de l'argile la présence de roches dégradées présentant une faible radioactivité résiduelle. L'argile possède donc une certaine radioactivité naturelle. Elle profite à l'argile comme actif. Cette radioactivité est régénératrice, l'argile peut même absorber certaines radiations nocives. Elle est capable de capter la radioactivité en excès dans les corps ou d'en transmettre en cas de carence offrant une protection naturelle à l'organisme [45].

### **3.4.4. Colloïdale**

Contrairement à une solution vraie, l'argile mise en suspension est dite colloïdale. Cette spécificité dépend de la taille des particules. Celles

de l'argile sont chargées négativement et vont garder leurs propriétés initiales (avant d'être en suspension). Elles se regroupent pour former des micelles ou des « clusters » (agrégats de molécules) pouvant aller du nanomètre au micromètre. Les cellules cibles pourront donc internaliser ces particules. La solvation des particules les isole électriquement les unes des autres contribuant à la stabilité de la suspension [45].

#### **3.4.5. Catalyseur**

Utilisées essentiellement dans l'industrie pétrochimique pour cette propriété, les argiles vont permettre la catalyse hétérogène ou « cracking » du pétrole pour le transformer en essence. Cette étape est préalable au raffinage du pétrole. Précisément, la structure lamellaire de l'argile va compartimenter les différents composés chimiques et les concentrer. Les réactions seront simultanées, successives ou encore indépendantes. Cette propriété ainsi que celles d'absorption et d'adsorption sont intimement liées à la surface de l'argile très développée (1 gramme d'argile correspond à 500m<sup>2</sup>), la nature des sites actifs, la densité de charge intraduisible et la nature des molécules avec lesquelles les argiles interagissent [45].

# CHAPTER 04:

## Matériels et méthodes

## 4.1 METHODOLOGIE D'ETUDE

Dans le but d'évaluer la performance épuratoire de la STEP d'El-Atteuf et le traitement par l'argile de la région d'El Menia à fin d'assurer la protection du milieu naturel et pour réutiliser les eaux traitées en irrigation. Nous avons fait une étude en deux parties :

La première contient un suivi des caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques des eaux de la STEP au niveau de trois points de prélèvement (à l'entrée de STEP (E), le répartiteur secondaire (RS), et à la sortie de STEP (S)) (Voir annexe, photo 2) et des eaux traitées par l'argile brute et purifiée par deux méthodes (photo03 à l'annexe). On obtient à la fin de l'étude une comparaison entre le traitement des eaux usées par lagunage naturel et par l'argile

La deuxième partie concernant l'étude de l'argile brute de la région d'El Goulia, en particulier caractéristique de ce matériau adsorbant et l'essai de l'adsorption.

Tous les paramètres étudiés, les matériels et les méthodes utilisés dans notre étude sont résumés dans le tableau 16.

**Tableau 16 : Les paramètres étudiés, matériels utilisés et les méthodes d'analyses**

Paramètre	Matériel	unité	Méthode
<b>Analyse de l'eau</b>			
<b>A- Paramètres physico-chimiques</b>			
Température (T) et pH	pH mètre WTW pH 3110	C° ; /	NF T90-008
Turbidité (Tur)	Spectrophotomètre type AL 250T R	NTU	(Rodier J 2009)
Conductivité électrique (CE)	Conductivité mètre (lovibond con 200)	mS/c m	(Rodier J 2009)
O <sub>2</sub> dissous	Oxymètre type lovibond Oxi 200	mg/l	
TDS et salinité	analyseur multiparamétrique type Hach LT2300	mg/l	
TH et TAC	/	mg/l	NFT90.036

Sodium (Na <sup>+</sup> ) et Potassium (K <sup>+</sup> )	photomètre à flamme PF-7.	mg/l	Méthode NA1652
Calcium (Ca <sup>+2</sup> )	/	mg/l	Méthode titrimétrique à l'EDTA
Magnésium (Mg <sup>+2</sup> )	/	mg/l	$Mg^{+2} = TH - Ca^{+2}$
SAR	/	/	SAR $= Na^{+} / \sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}$
Chlorure (Cl <sup>-</sup> )	/	mg/l	Méthode de Mohr
<b>B- Paramètres de la pollution organique</b>			
Matière en suspension (MES)	Filtration on filtre papier Whatman GF/C	mg/l	AFNOR T90-105
DBO <sub>5</sub>	Oxi top WTW IS-6	mg /l	AFNOR T 90 105
DCO	Méthode titrimétrique	mg /l	ISO 6060
Matière organique	/	mg/l	MO = 2/3 DBO + 1/3 DCO
<b>C- Paramètre des pollutions azotées et phosphorées</b>			
Nitrite (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Spectrophotomètre type DR6000	mg/l	ISO 6777
Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Spectrophotomètre type DR6000	mg/l	MEAC.LAB 08
Azote Ammoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Spectrophotomètre type DR6000	mg/l	ISO 5667
Ortho-phosphates (P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	Spectrophotomètre type DR6000	mg/l	ISO 6878
Paramètres indésirables			
Fer(Fe)	spectrophotomètre type DR6000	mg/l	ISO 6332
Zinc (Zn)	spectrophotomètre UV type SHIMADZU UV-1601PC	mg/l	Méthode 3500- Zn F
Plomb (Pb)	spectrophotomètre UV type SHIMADZU UV-1601PC	mg/l	Méthode à la Dithizone
Cuivre (Cu)	Spectrophotomètre UV type SHIMADZU UV-1601PC	mg/l	Méthode au cuprizone
<b>D- Paramètres bactériologiques</b>			
Coliformes fécaux	/	UFC/100 ml	Méthode de nombre plus probable (NPP)
Coliformes totaux	/	UFC/100 ml	
Streptocoques fécaux	/	UFC/100 ml	

Paramètres parasitologiques			
Nématodes	/	Oeuf/l	Méthode par flottation
Analyse de l'argile			
pH	analyseur multiparamétrique type Hach LT2300	/	(Rodier J 2009)
Conductivité électrique		mS/c m	(Rodier J 2009)
Insoluble	/	%	NFP 15-461
La surface spécifique totale (SST)	/	$m^2 \cdot g^{-1}$	$SST = 20.93 \times VBS$
La masse volumique absolue ( $\rho_{ab}$ )	/	Kg/ $m^3$	EN- 1097.7
La masse volumique apparent ( $\rho_{ap}$ )	/	Kg/ $m^3$	NFEN 1097-3
La porosité (n)	/	%	$n = V_v/V_t$
La densité relative (Dr)	/	/	L'essai au pycnomètre
Chlorure (Cl <sup>-</sup> )	/	%	Méthode de Mohr
Carbonate (CaCO <sub>3</sub> )	/	%	NPP 94-048
Sulfate (SO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> )	/	%	Méthode BS 1377
Analyse granulométrique par tamisage à sec après lavage	/	/	(NFP 94-056 (Mars 96))
Analyse granulométrique par sédimentation	/	/	NFP 94-057 (Mai 92)
Le test au bleu de méthylène	/	/	NFP-94 068 (Novembre 1993)
La teneur en eau (VBS)	/	%	NFP94-050 (Septembre 95)
La détermination des limites d'Atterberg	/	%	NFP94-051 (Mars 1993)
Diffraction des rayons X	Diffractomètre type D8 Advance- Bruker AXS	/	Diffraction des rayons X sur poudre
Spectrométrie infrarouge	Spectrophotomètre à	/	/



	transformée de Fourier (FTIR) de marque SHIMADZU		
--	---	--	--

## 4.2 ÉCHANTILLONNAGE

Selon l'objectif des analyses l'échantillonnage a été effectué manuellement pour les influents (eau brute, répartiteur secondaire, et eau épurée) de la station, dans des flacons bien propres en polyéthylène ou en verre borosilicate stérilisés (paramètre bactériologique), étiquetés sur lesquels on a mentionné le lieu, la date et l'heure du prélèvement de l'eau ; qu'ils sont transportés au laboratoire dans une glacière à une température comprise entre 4°C et 6°C dans les 24 heures pour assurer une conservation satisfaisante, adapter au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons AFNOR NF EN 25667(ISO 5667/3) [51].

Les paramètres de température, conductivité électrique, l'oxygène dissous, la salinité, sont mesurées en site ; concernant la matière en suspension et la demande biologiques en oxygène les analyses ont été effectuées au niveau de laboratoire de la STEP ; laboratoire de l'ADE pour le DCO, les paramètres bactériologiques et les paramètres pollutions azotées et phosphorées ; laboratoire de la recherche scientifique de à l'université de Ouargla pour le sodium et potassium ;laboratoire de l'université de Ghardaïa pour les autres paramètres.

Concernant l'étude de l'argile les analyses ont été effectuées au niveau laboratoire de travaux publics (LTP SUD) unité de Ghardaïa.

## 4.3 CARACTÉRISTIQUES DES EAUX

### 4.3.1. Etude des paramètres physico-chimiques

#### A. Le pH

Le pH est un indicateur de la qualité de l'eau. Qui représente l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH dépend de l'équilibre calco-carbonique :



Les eaux très calcaires ont un pH élevé et celles provenant des terrains pauvres en calcaire ou siliceux ont un pH voisin de 7.

Le traitement de l'eau de boisson peut modifier sensiblement la concentration de l'ion hydrogène, de plus lorsque le pH est supérieur à 8, il y a diminution progressive de l'efficacité de la décontamination microbienne par le chlore [52].

La mesure est réalisée à l'aide d'un pH mètre de type WTW pH 3110, muni d'une électrode préalablement étalonné avec des solutions tampon pH=4 puis pH=7. La méthode a consisté à plonger l'électrode dans l'échantillon contenu dans un bêcher. On note la valeur de pH après stabilisation de l'affichage sur le cadran du pH mètre.

## **B. Température (C°)**

La température est un facteur écologique important du milieu. Elle influe sur la densité de l'eau et joue un rôle primordial dans les phénomènes de stratification des lacs et des mers. Une élévation de la température perturbe fortement le milieu et elle peut être un facteur d'accroissement de la productivité biologique[53].

On mesure la température par le pH mètre qui l'affiché directement avec la valeur de pH.

## **C. Conductivité électrique (CE) (mS/cm)**

La conductivité électrique traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. La conductivité est directement proportionnelle à la quantité de solides (les sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solide dissous sera importante, plus la conductivité sera élevée. La mesure ne permet toutefois pas de déterminer quels sont les ions qui produisent cette conductivité [54]. L'unité de mesure communément utilisée est Siemens (S/cm) exprimé souvent en micro siemens/cm ( $\mu\text{S/cm}$ ) ou en millisiemens (mS/cm).

La mesure est faite à l'aide d'un conductimètre de type lovibond con 200.

**D. Sels dissous totaux (TDS) et la salinité (S) (mg/l)**

La mesure de TDS (Total Dissolved Solids) permet de connaître la quantité totale de matières organiques et inorganiques dissoutes dans l'eau par une méthode simple et fiable.

Le TDS correspond à la masse de la totalité des cations, anions et toutes autres espèces non dissociées présentes dans un litre de solution aqueuse. La méthode normalisée pour déterminer le TDS consiste à faire évaporer une quantité connue d'un échantillon d'eau en le chauffant à 180 °C. Il suffit ensuite de peser le résidu de solides obtenu. Bien sûr, toutes ces opérations sont réalisées dans des conditions rigoureuses. L'exactitude de la méthode normalisée dépend de la nature des espèces dissoutes. La méthode TDS intégrée dans les conductimètres offre un moyen facile et rapide de déterminer le TDS en se basant sur une mesure de conductivité et en utilisant un facteur de conversion pour exprimer le résultat TDS [55].

La mesure de TDS et la salinité est faite par analyseur multiparamétrique type Hach LT2300.

**E. Oxygène dissous ( $O_{\text{diss}}$ ) (mg/l)**

La mesure d'oxygène dissous a été effectuée à l'aide d'un oxymètre de type lovibond Oxi 200.

**F. La turbidité (Turb) (UTN)**

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) dans l'eau [56].

La mesure de turbidité a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre de type AL 250T R.

#### **G. Sodium ( $\text{Na}^+$ ) et potassium ( $\text{K}^+$ ) (mg/l)**

Ils sont déterminés à l'aide d'un photomètre à flamme PFP7, selon la méthode NA1652

#### **H. TH et TAC (mg/l)**

La détermination de l'alcalinité (titre alcalimétrique simple (TA), et complète (TAC), par la méthode NFT90.036.

#### **I. Calcium ( $\text{Ca}^{+2}$ ) et Magnésium ( $\text{Mg}^{+2}$ ) (mg/l)**

Le dosage de calcium se fait par la méthode titrimétrique à l'EDTA, on estime la concentration de magnésium par la formule suivante :

$$Mg^{+2} = TH - Ca^{+2} \quad (1)$$

#### **J. Chlorures ( $\text{Cl}^-$ ) (mg/l)**

En général, les chlorures sont présents dans eaux à l'état brut et transformés à des concentrations allant de petites traces jusqu'à plusieurs centaines de mg/l. Ils sont présents sous la forme de chlorures de sodium, de calcium et de magnésium [57].

On détermine la concentration de chlore par la méthode de Mohr.

### **4.3.2. Etude des paramètres de pollution**

#### **4.3.2.1 Détermination des pollutions azotées et phosphorées**

##### **a) Azote ammoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), azote nitreux ( $\text{N-NO}_2^-$ ) et azote nitrique ( $\text{N-NO}_3^-$ ) (mg/l)**

Les différentes formes de l'azote sont dosées par spectrométrie selon les méthodes normalisées (ISO 5667), (ISO 6777), (MEAC-.LAB 08) respectivement.

**b) Ortho-phosphates (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) (mg/l):**

Ils sont déterminés par spectrométrie à l'aide du molybdate d'ammonium selon la norme ISO 6878.

**4.3.2.2 Détermination de la pollution organique****a) Matières en suspension (MES) (mg/l)**

Nous avons utilisé la méthode par filtration sur disque filtrant de 0.45µm pour déterminer les MES. Le filtre est séché à 105°C puis pesé après refroidissement (Norme NF T90 105).

La concentration de matières en suspension (MES), exprimé en (mg/L) est donné par l'expression [51]:

$$MES = 1000 \frac{M_1 - M_0}{V} \quad (2)$$

Avec :

V : le volume en ml d'échantillon utilisé ;

M<sub>0</sub> : la masse en mg du disque filtrant avant utilisation ;

M<sub>1</sub> : la masse en mg du disque filtrant après utilisation

**b) La Demande Biochimique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>) (mg d'O<sub>2</sub>/l)**

La DBO<sub>5</sub> est pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques [58].

La DBO<sub>5</sub> été déterminée à l'aide de la méthode manométrique avec capteur de pression DBO OxiTop® selon la norme AFNOR NF T90-103.

**c) Demande Chimique en Oxygène (DCO) (mg d'O<sub>2</sub>/l)**

L'analyse de DCO été réalisé par la méthode à reflux en système ouvert selon la norme ISO 6060.

Cette méthode permet de déterminer la teneur totale en matières organiques oxydables des eaux, dans les conditions de l'essai.

L'oxydation se fait par excès de bichromate de potassium en milieu acide et à l'ébullition en présence de sulfate d'argent ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ), et sulfate de mercure ( $\text{HgSO}_4$ ).

L'excès de bichromate est dosé par une solution titrée de sulfate de fer et d'ammonium qui donne un virage au rouge violacé en présence de ferroïne comme indicateur [51].

La DCO exprimée en mg d' $\text{O}_2$ /l est donnée par l'expression suivante :

$$DCO = \frac{8000 \cdot (V_0 - V_1) \cdot T}{V} \quad (3)$$

Avec :

$V_0$  : volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc (en ml).

$V_1$  : volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour la prise d'essai à blanc (en ml).

$V$  : volume de la prise d'essai (en ml).

$T$  : titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

#### **d) La matière organique (MO):**

La matière biodégradable joue un rôle prépondérant de la qualité de l'eau dans les stations d'épurations. On la calcule selon l'équation suivante[59].

$$MO = 2/3 \text{ DBO} + 1/3 \text{ DCO} \quad (4)$$

### **4.3.2.3 Détermination de la pollution aux métaux lourds**

#### **a) Plomb (Pb) (mg/l)**

On détermine le Plomb par spectrophotométrie, méthode à la dithizone, le principe de la méthode comme suivant : les ions plomb (II) forment avec la dithizone à pH 7-9 et en présence de cyanure un

dithizonate de plomb primaire qui extrait par du tétrachlorure de carbone (tetrachlorométhane) donne une coloration rose rouge très sensible.

**b) Le Cuivre (Cu) (mg/l)**

On déterminé la concentration de cuivre par spectrophotométrie, selon la méthode au cuprizone, le principe de la méthode comme suivant ; les ions cuivre II forment en milieu faiblement alcalin avec le cuprizone (le bis cycloexyldenyrazide) de l'acide formant un complexe bleu.

**c) Le Zinc (Zn) (mg/l)**

La concentration de Zinc est déterminée par spectrophotométrie selon la méthode 3500- Zn F. A à pH 8,5 - 9,5 les ions zinc forment avec le zincon un complexe bleu. Les échantillons acides, alcalins et tamponnés doivent être ajustés à pH 9 avant la détermination.

**d) Fer (Fe) (mg/l)**

Le dosage de fer se fait par spectrométrie à la Phénantroline 1.10 selon la norme ISO 6332.

**4.3.2.4 Détermination de la pollution bactériologique et parasitologique**

Les prélèvements des échantillons des eaux brutes et épurées en vue d'une analyse microbiologique se fait dans des flacons en verre de 500ml stérilisés à l'aide de l'autoclave à 120C° pendant 20 min, on suivant tous selon les recommandations [51].

L'étude des paramètres bactériologiques a porté sur la quantification des paramètres suivants : coliformes fécaux (CF), coliformes totaux (CT), streptocoque (ST). Le dénombrement de ces derniers a été déduit statistiquement suivant la méthode du nombre le plus probable [51]. Pour l'analyse parasitologique, nous étudions les nématodes Pour leur importance dans les normes des eaux usées épurées destinées à l'irrigation.

**a) Dénombrement des coliformes totaux et fécaux**

Les bactéries coliformes comprennent toutes les bactéries aérobies et facultativement anaérobies, à gram négatif, ne formant pas de spores, en forme de bâtonnets, qui fermentent le lactose avec formation de gaz dans un délai de 48h, à 35C°. Ces organismes comprennent les bactéries habitant l'intestin des animaux à sang chaud et que l'on trouve dans la sol et dans l'eau ainsi que sur la végétation. Etant donné que les organismes du groupe coliformes tirent leur signification de leur source d'habitat, il importe de les différencier en type fécal et non fécal, aux fins de l'évaluation de la qualité de l'eau. La présence de coliformes fécaux provenant de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud est susceptible de provoquer la fermentation du lactose à 44.5C° dans les 24h et est considérée comme une preuve directe de contamination entérique. Tous les membres du groupe coliforme peuvent être d'origine fécale et, par suite, leur présence doit être interprétée comme une présomption de contamination fécale [60]. (figure 26).

**b) Dénombrement des streptocoques fécaux**

Les streptocoques fécaux sont des bactéries à Gram positif, en forme de cocci oblongues et ovales, souvent associées par paires ou en chaînes courtes, qui forme des colonies totalement ou partiellement rose ou rouge foncé par réduction du chlorure de tétrazolium sur milieu de Slanetz et Bartley, après incubation pendant 48±2 heures à 37± 0.2C° [61].

Pour déterminer le nombre de streptocoques fécaux, nous utilisons la méthode de nombre plus probable (NPP), les milieux utilisés sont : le milieu de Rothe à Simple et à Double concentration et le milieu d'EVA (Ethyl-Violet-Azide) Litsky. (Figure 27).



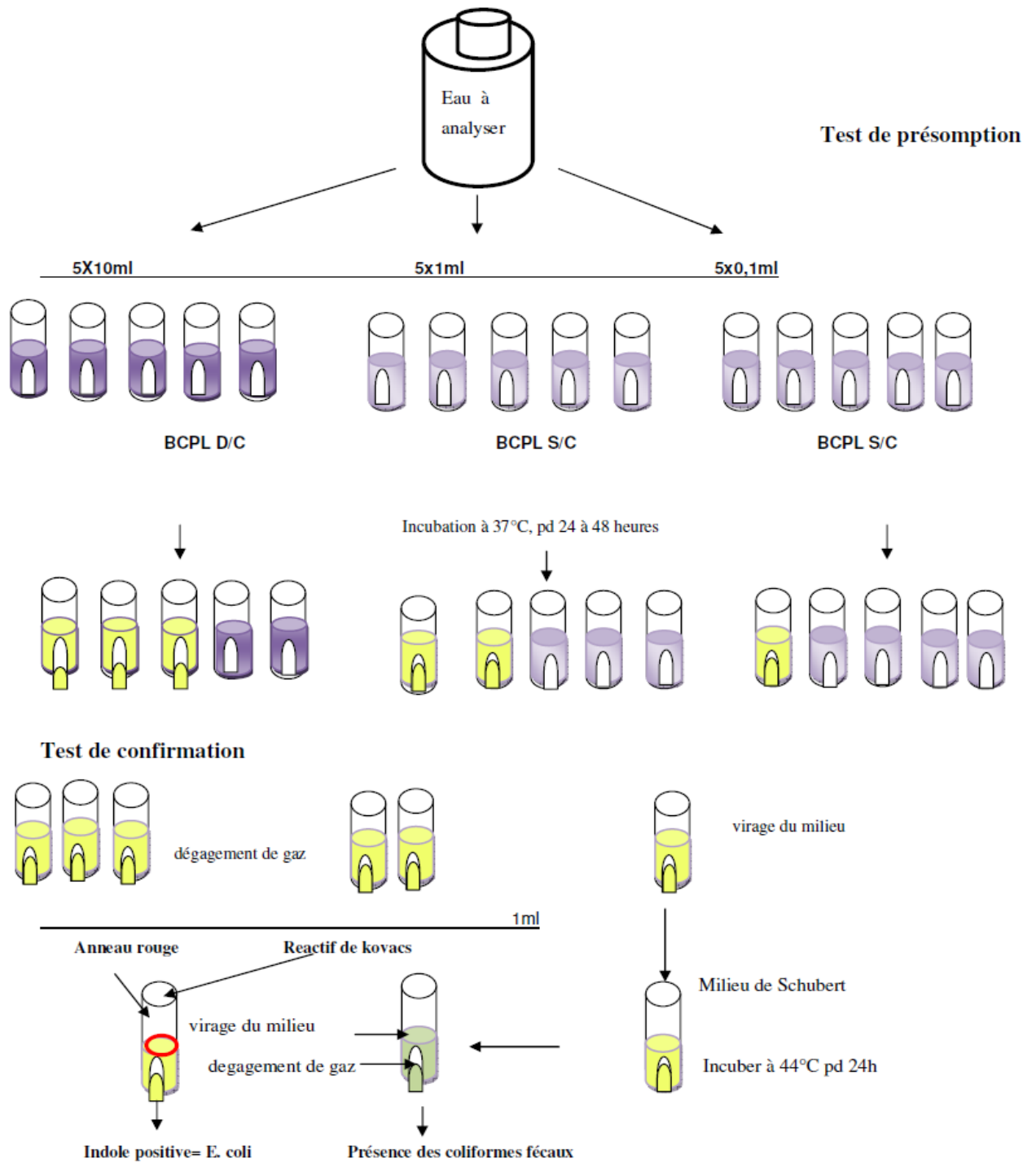


Figure 26 : Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux [62].

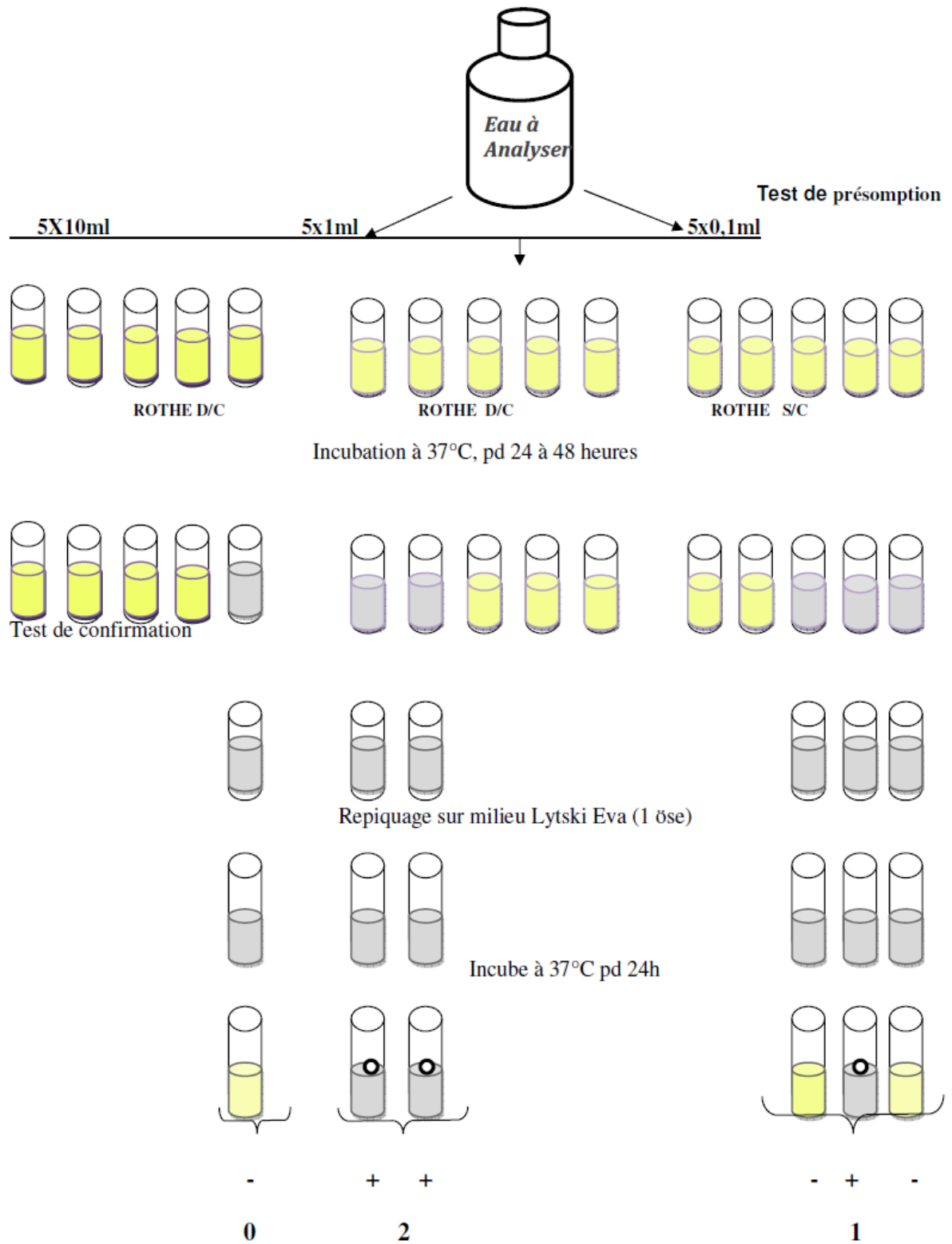


Figure 27 : Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux [62].

### c) Détermination de la pollution parasitologique (les nématodes)

Dans la plupart des régions du monde, les nématodes sont à l'origine de dégâts extrêmes importants, qui entraînent des pertes de production annuelles moyennes de l'ordre de 20% à l'échelle mondiale. S'attaquant aux tissus des racines et / ou des souches, les nématodes affectent la croissance des plants et les rendements en réduisant les fonctions mécaniques (ancrage) et (physiologiques (absorption et transport de l'eau et des éléments nutritifs) du système racinaire [63].

Les nématodes sont présents sous toutes les latitudes et dans tous les milieux, depuis les glaciers jusqu'aux sources thermales chaudes. Ils ont, comme les protozoaires, besoin d'eau libre pour mener une vie, aussi les milieux aquatiques sont leurs habitats de prédilection. Mais ils sont nombreux dans le sol [64].

Nous avons utilisé dans notre étude la méthodologie adoptée [65], [66]. Pour la recherche et la quantification des œufs et des kystes dans les eaux usées épurées ou non consiste à :

- laisser décanter l'échantillon pendant 5 heures ;
- éliminer le surnageant, récupérer environ 500 ml dans des tubes à centrifuger ;
- homogénéiser l'échantillon et centrifuger à 2500 tours/mn pendant 5 à 10 minutes suivant la concentration des échantillons d'eaux usées ;
- rejeter le liquide surnageant, verser sur le culot 10 ml de formol à 10 %, mélanger et laisser au repos pendant 5 mn ;
- ajouter ensuite 3 ml d'éther, boucher le tube à centrifuger et agiter pendant 30 secondes ;
- déboucher avec précaution, centrifuger à 1500 tours/mn pendant une minute ;
- obtention de quatre couches dont la couche de l'éther, la couche molle de débris, la couche de formol et le culot de sédiments ;
- décoller des parois du tube la couche de débris, décanter et rejeter les 3 couches ;

- mélanger le culot de sédiments et prélever ensuite avec un compte-gouttes capillaire ;

- dans une cellule de cellule de Malassez déposer 1 à 2 gouttes de sédiments, recouvrir d'une lamelle ;

-examen microscopique : objectifs 10 et 40 pour la recherche des œufs et larves de parasites, objectif 100 et huile à immersion après ajout préalable de 1 à 2 gouttes de Lugol pour la recherche des kystes de protozoaires (amibes).

Les résultats de l'analyse parasitologique sont exprimés à l'aide de la formule proposée par [67] :

$$N = (A.X) / (P.V) \quad (5)$$

Avec :

A : nombre d'œufs dans la cellule de Malassez;

X : volume du produit examiné en ml;

P : Contenance de la cellule de Malassez;

V : Volume de l'échantillon initial d'eau usée à analyser (litre).

## **4.4 . CARACTERISATIQUE DE L'ARGILE ET L'ESSAI DE L'ADSORPTION**

### **4.4.1. Purification de l'argile**

L'argile brute utilisée dans ce travail est une argile de la région d'El Goulia (Ghardaïa), de couleur verte appartenant à la famille des illites, nous avons l'activée et la purifiée afin d'éliminer toute impureté.

- **Etape physique (préparation de l'échantillon)**

Du point de vue pratique, ce procédé de purification consiste à disperser une masse donnée de 45g d'argile non pure dans 3 litres d'eau déionisée.

On maintient le mélange obtenu (argile – eau distillée) sous l'agitation à l'aide d'un barreau agitateur pendant 3 heures à la température ambiante (20 – 25 C°).

A ce stade, les particules ne flocculent plus mais sont en forme de suspension, la suspension est laissée au repos pendant 6 h pour que la sédimentation puisse avoir lieu.

Après les 6h de repos, 15 cm de la suspension au-dessus du sédiment sont soigneusement siphonnés.

Cette opération répétée plusieurs fois pour obtenir une quantité de masse d'argile suffisante à notre objectif, (la quantité réservée à la purification chimique par deux méthodes :

- **Etape chimique**

- 1<sup>er</sup> méthode :**

- Après la récupération de l'argile, on la dispose dans une quantité de l'eau oxygénée  $H_2O_2$  de (30 volume) puis chauffée à  $70C^\circ$  pendant 30 minutes, l'eau oxygénée ( $H_2O_2$ ) permet d'éliminer la matière organique.

- L'argile est activée par une solution d'acide sulfurique, dont la concentration est de  $5\text{mol.l}^{-1}$ , à la température  $25 C^\circ$ , dans les proportions 10g pour 100ml de solution, pendant 3 h. Le mélange argile /acide est ensuite séparé par centrifugation. La phase solide est lavée deux fois à l'eau bidistillée chaude pour éliminer l'excès d'acide sulfurique imprégnant sa surface externe, séchée à l'étuve à  $80C^\circ$  pendant 48h, broyée puis conservée à l'abri de l'humidité jusqu'au moment de l'utilisation [68].

- 2<sup>eme</sup> méthode :**

- Dans cette méthode nous avons purifié l'argile comme suivant :

- Dans un bécher, nous avons mis 30 g d'argile brute et 100 ml d'eau distillée, on ajoute ensuite 15 ml d'eau oxygénée à 30 volumes pour la destruction de la matière organique.

- On Placé le bécher sur un bain de sable dont la température ne dépasse pas  $85^\circ C$  (pour ne pas décomposer l'eau oxygénée), pendant 24 h à 48h. Après la fin de l'effervescence, on chauffé encore pour éliminer l'eau oxygénée en excès et terminer après 10 minutes d'ébullition, pour assurer que toutes l'eau oxygénée a disparu on utilisant le permanganate potassium (qui se décolore).

Après le refroidissement l'argile cette fois est activée par une solution d'acide chlorhydrique (HCl N/10), 10g pour 100 ml à la température 25 C° pendant 2 h. Le mélange argile /acide est ensuite séparé par centrifugation. La phase solide est lavée plusieurs fois à l'eau distillée chaude pour éliminer l'excès d'acide chlorhydrique jusqu'à le PH de la solution attend à 7, séchée à l'étuve à 80C° pendant 48h, broyée puis conservée à l'abri de l'humidité. (Voir annexe, photo 3)

#### **4.4.2. Caractéristiques physico-chimique de l'argile**

##### **A. Le pH**

L'influence du pH est un paramètre important sur la mobilité et les biodisponibilités des métaux lourds dans le sol. Pour déterminer la valeur du pH de notre échantillon argileux nous avons suivi le protocole suivant :

- prendre une masse (m), broyer et passer dans un tamis de 0.2mm;
- peser 20g de tamisât et l'introduire dans un bêcher de 100ml; ajouter 50ml d'eau distillée;
- Agiter énergiquement l'échantillon de manière à obtenir une suspension, soit avec une baguette en verre soit avec un agitateur magnétique durant 2min; laisser reposer le contenu pendant ½ heures;
- A la fin on procède à la mesure de pH.

##### **B. La conductivité**

Cette méthode à pour but d'avoir le pouvoir d'échange ionique entre les différents constituants d'un sol. Pour déterminer la conductivité de notre échantillon nous avons adopté les démarches précédentes utilisées pour la mesure du pH.

##### **C. L'insoluble**

L'insoluble de l'agile été déterminée selon la méthode NFP 15-461

##### **D. Activité argileuse (Valeur au bleu VBS)**

La valeur de bleu de méthylène VBS représente la quantité de bleu de méthylène pouvant s'adsorber sur les surfaces externes et internes des

particules de sol. VBS est exprimée en grammes de bleu pour 100g de matériau sec, elle était déterminée selon la méthode NF P 94-068 par la formule suivante :

$$VBS = \frac{M_B}{M_{ech}} \times 100 \quad (6)$$

$M_B$  : la masse de bleu introduite (solution à 10g/l donc :

$$M_B = V \times 100 \quad (7)$$

$V$  : le volume de bleu introduit

$M_{ech}$  : la masse de l'argile (30g).

La surface spécifique totale (SST) de la prise d'essai est donnée par la relation suivante :

$$SST (m^2.g^{-1}) = 20.93 * VBS \quad (8)$$

### **E. La masse volumique absolue**

Nous avons déterminé la masse volumique absolue de l'argile par la méthode à l'éprouvette selon la norme EN- 1097.7

### **F. La masse volumique apparent**

La masse volumique apparente été déterminer selon la norme NFEN 1097-3

### **G. La porosité**

La porosité  $n$  est le rapport entre le volume des vides ( $V_v$ ) et le volume total ( $V_t$ ).

### **H. La densité relative**

L'essai au pycnomètre nous a permis de déterminer la densité relative cette dernière est donnée par la relation suivante :

$$D_r = (M_3 - M_1)/(M_2 + M_3 - M_4 - M_1) \quad (9)$$

Avec :

$M_1$  : la masse de pycnomètre vide

$M_2$  : la masse de pycnomètre rempli d'eau

$M_3$  : la masse de pycnomètre avec l'échantillon

$M_4$  : la masse de pycnomètre avec échantillon et eau

### I. Détermination des sulfates

Les sulfates sont été déterminées selon la méthode BS 1377 on suive le principe suivant :

La principe consiste à déterminer la teneur en sulfate dans une solution de sol par titrimétrie avec  $\text{BaCl}_2$  qui donne un précipité blanc de  $\text{BaSO}_4$  suivant la réaction :



Et par la méthode de gravimétrie on peut déduire sulfate existe dans un Kg de sol.

La teneur de  $\text{SO}_4$  est donnée par la relation

$$\text{SO}_4^{-2} = 0.4114 \times (P_1 - P_0) \times 106 \text{ mg/kg} \quad (10)$$

Avec :

$P_0$ : la masse du creuset à vide

$P_1$ : la masse du creuset après calcination

### J. Détermination des carbonates

Nous avons déterminé les carbonates selon la norme « NPP 94-048 » on suivant le principe suivant :

L'échantillon est versé dans un flacon ou l'on dépose avec précaution un tube contenant une solution de HCl concentré, on fait basculer le tube d'acide et on effectue la lecture de volume de  $\text{CO}_2$  dégagé sur le calcimètre. Les calculs sont faits à l'aide d'une formule:

$$\text{CaCO}_3\% = \frac{m_t V_t (\theta_t + 273)}{m V_b (\theta_b + 273)} \quad (11)$$

Soit:

- $m_t$  : la masse de carbonate de calcium pur en g;
- $m$  : la masse de l'échantillon;
- $V_t$  : le volume de  $\text{CO}_2$  dégagée de l'échantillon de référence en  $\text{cm}^3$ ;
- $V_b$  : le volume de  $\text{CO}_2$  dégagé de l'échantillon;
- $\theta$ : la température de la salle en  $^\circ\text{C}$ ;
- $\theta_t$  : la température de la salle pendant l'opération de référence en  $^\circ\text{C}$



### **K. Détermination des chlorures**

Le principe de cet essai est basé sur la méthode de Mohr ; la méthode volumétrique qui est l'argentimétrie ; et donc on va titrer une solution de sol avec  $\text{AgNO}_3$  qui va donner un précipité blanc.

La teneur en chlore est déterminée par la formule suivante :

$$\text{Cl \%} = T \times 0.355 \quad (12)$$

T : le titre d' $\text{AgNO}_3$ .

### **L. Détermination de teneur en eau**

La teneur en eau d'un sol est le rapport du poids de l'eau libre présente dans un certain volume de sol au poids des éléments solides compris dans ce volume. La teneur en eau est déterminée selon la méthode NFP94-050 (Septembre 95) par la formule suivante :

$$W (\%) = (\text{poids de l'eau} / \text{poids du sol sec}) \quad (13)$$

### **M. Détermination des limites d'Atterberg**

Cet essai est pour la détermination des états de consistance de l'argile qui est fait selon la norme NFP94-051 (Mars 1993).

#### **4.4.3. Caractéristiques granulométrique de l'argile**

Pour établir le graphe qui présente la distribution granulométrique de l'argile brute nous avons fait les deux essais suivants : l'analyse granulométrique méthode par tamisage à sec après lavage est faite selon la norme (NFP 94-056 (Mars 96)) qui sert à déterminer la distribution en poids des particules d'un matériau suivant leurs dimensions ; et l'analyse granulométrique par sédimentation qui complète l'analyse granulométrique méthode par tamisage d'un sol et qui peut être nécessaire à sa description et à sa classification selon la norme NFP 94-057 (Mai 92).

#### **4.4.4. Caractérisation de l'argile par diffraction des rayons**

La technique de diffraction des rayons a pour but la détermination de l'état de cristallisation des matériaux et leur état d'amorphisation [69].

Cette technique est basée sur le phénomène de diffusion cohérente des rayons X par les couches électroniques des atomes. Les rayons X

proviennent de la désexcitation des atomes ionisés par interaction avec un rayonnement ou une particule.

Ce processus d'interaction conduit à l'excitation et / ou l'ionisation des atomes de la matière. La désexcitation de l'atome conduit à l'émission d'électrons Auger ou de rayons X. Chaque espèce cristalline donne un diagramme de rayons X spécifique. Donc Elle permet l'identification des phases argileuses, des minéraux associés (impuretés), des répartitions entre les phases et des empilements entre les feuillets [70].

Cette méthode a été utilisée dans cette étude pour caractériser l'argile brute. La technique de la diffraction des Rayon X consiste à envoyer un faisceau de rayons X vers l'échantillon et à mesurer l'intensité du faisceau diffracté. Lorsque la longueur d'onde du faisceau incident est un multiple entier de la distance inter-réticulaire de l'interférence devient constructive et donne lieu à un pic de diffraction [70].

L'observation d'un rayonnement diffracté est donc soumise à des conditions relatives à l'existence d'interférences constructives ou cohérentes. La loi de Bragg établit la condition essentielle à la diffraction, à savoir: deux rayons diffusés par un cristal sont en phase et s'additionnent si la différence entre leurs chemins parcourus au sein du cristal est égale à  $n$  fois ( $n =$  nombre entier) leur longueur d'onde [70].

$$2d\sin\theta = n\lambda \quad (14)$$

Avec :

$\lambda$ : la longueur d'onde du rayonnement utilisé;

$\theta$ : l'angle de réflexion;

$d$ : la distance réticulaire entre deux plans atomiques adjacents d'une même famille ;

$n$ : l'ordre de réflexion.

#### 4.4.5. Caractérisation par microscopie électronique à balayage

La microscopie électronique à balayage (MEB) équipée du spectromètre EDX est une technique d'observation et d'analyse. La technique donne deux types d'information sur l'échantillon étudié :

- la morphologie, par imagerie en électrons secondaires.
- la composition, d'une part par imagerie en électrons rétrodiffusés qui donne un contraste de composition chimique et d'autre part par spectroscopie de photons X dispersives en énergie ce qui donne une analyse semi-quantitative de la composition chimique de l'échantillon.

Avant d'être analysés, les échantillons sont métallisés en déposant sur leur surface une fine couche de carbone assurant l'écoulement des charges électriques [71].

#### 4.4.6. Adsorption

L'adsorption est un processus intervenant lors de la fixation de molécules d'adsorbat (gaz ou liquide) sur une surface solide (adsorbant). On distingue généralement deux types de processus d'adsorption en fonction des chaleurs de réaction mises en jeu :

-La physisorption fait intervenir des liaisons faibles de type forces de Van der Waals lors de la fixation adsorbat-adsorbant et engendre une chaleur de réaction faible (quelques kilocalories). Ces interactions vont permettre une possible adsorption en mono et multi-couches. L'adsorption physique a lieu de façon rapide, sans modification de la structure des molécules physisorbées et est réversible rendant ainsi les molécules adsorbées facilement désorbables [72].

-La chimisorption, quant à elle, résulte d'une interaction chimique accompagnée de formation de liens chimiques entre les molécules d'adsorbat et la surface d'adsorbant et met en jeu une importante enthalpie de l'ordre d'une centaine de kilocalories. La fixation des molécules à la surface se faisant par liaisons de valence, ou liaison ionique. La chimisorption ne peut avoir lieu sur plusieurs couches, en principe, mais on peut imaginer une physisorption sur la surface modifiée [72].

## A. Cinétique d'adsorption

La connaissance de la cinétique d'adsorption présente un intérêt pratique considérable dans la mise en œuvre optimale d'un adsorbant au cours d'une opération industrielle et dans la connaissance des facteurs à optimiser pour fabriquer ou améliorer un adsorbant conduisant à la cinétique la plus rapide possible. L'étude cinétique permet de déterminer le temps d'équilibre d'adsorption en fonction de l'adsorbant utilisé et des conditions opératoires déterminées et de déduire les caractéristiques énergétiques des déplacements moléculaires et les réactions à proximité ou sur la surface de l'adsorbant. La cinétique d'adsorption d'une molécule sur un solide dépend de plusieurs étapes. Tout d'abord la molécule diffuse dans la phase liquide, jusqu'à atteindre l'adsorption ; il s'agit du transport externe. Ensuite, l'adsorption doit diffuser à l'intérieur des pores [73].

La diffusion dans les macropores n'est pas influencée par la surface de l'adsorbant, alors que la diffusion dans les micropores, ou dans un gel, se produit sous l'influence de la surface. Une fois que l'adsorbant a diffusé jusqu'au site, la réaction molécule-solide, ou l'adsorption à proprement parler, est la dernière étape [74].

### a) Modélisation de la cinétique d'adsorption

- **Modèle pseudo seconde ordre**

Ce modèle permet de caractériser la cinétique d'adsorption en admettant une adsorption rapide du soluté sur les sites d'énergie élevée et une adsorption relativement lente sur les sites d'énergie faible [75].

Le modèle cinétique du pseudo-second ordre est exprimé selon l'équation suivante :

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2 \quad (15)$$

Avec  $K_2$  constante de vitesse du pseudo-second ordre ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ ).

Après intégration, l'équation précédente devient :

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{kq_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (16)$$

La quantité adsorbée  $q_e$  et la constante de vitesse  $K_2$  peuvent être déterminées à partir de la pente et de l'ordonnée à l'origine de la courbe  $t/q$  en fonction de  $t$  [75].

### B. Isothermes d'adsorption

L'isotherme d'adsorption est une représentation graphique de la quantité adsorbée par unité de masse ou unité de surface en fonction de la concentration du soluté à l'équilibre. Cette représentation permet de caractériser les interactions adsorbant/adsorbat en étudiant l'effet de la concentration initiale du soluté sur la capacité d'adsorption des adsorbants [76].

$$q = (C_i - C_e)V/m \quad (17)$$

Avec :

$q$  : Quantité adsorbée exprimée en mg de soluté par gramme d'adsorbant (mg/g).

$C_i$  : Concentration initiale de soluté en (mg/l)

$C_e$  : Concentration du soluté à l'équilibre en (mg/l)

$V$  : volume du soluté en litre (L)

$m$  : masse d'adsorbant en gramme (g).

#### a) Classification des isothermes d'adsorption

Gilles et coll. (1974) ont proposé quatre formes principales d'isothermes généralement observées. Ces classes sont représentées sur la figure 27 d'isotherme obtenu permet de tirer des conclusions qualitatives sur les interactions, entre l'adsorbat et l'adsorbant, dont les plus importantes sont les suivantes :

- La forme de l'isotherme ;
- L'existence de paliers sur les isothermes ;
- Le type d'adsorption (mono ou poly moléculaire) ;

- L'orientation des molécules adsorbées.

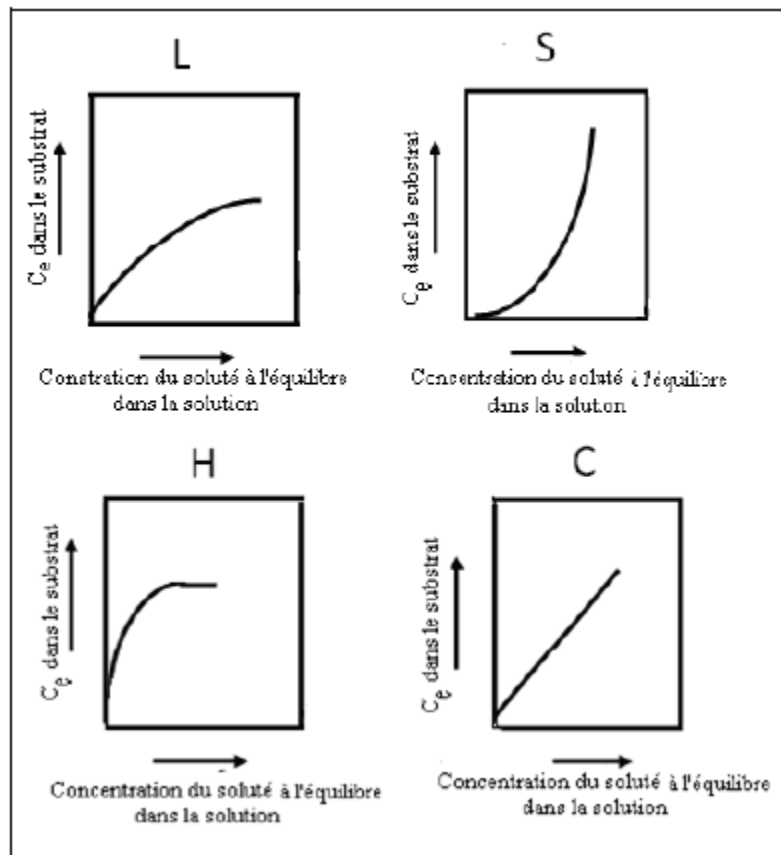


Figure 28 : Classifications des isothermes d'adsorption [77].

### b) Modélisation des isothermes d'adsorption

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés pour la caractérisation des interactions adsorbant-adsorbat. Pour notre étude, nous avons eu recours à deux modèles empiriques les plus sollicités. Le modèle de Freundlich et celui de Langmuir. Ces deux modèles donnent dans la pluparts des cas une représentation correcte des isothermes d'adsorption.

- **Modèle de Freundlich**

Freundlich a établi une isotherme très satisfaisante qui peut s'appliquer avec succès à l'adsorption des gaz. Ce modèle permet de déterminer l'hétérogénéité de la surface de l'adsorbant et il est appliqué

plutôt en adsorption multicouches. Ce type d'isotherme est observé dans le cas d'adsorbants ayant un volume macroporeux ou mésoporeux important. Il repose sur l'équation empirique suivante [78] :

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (18)$$

Avec :

$C_e$  : Concentration à l'équilibre, exprimé en (mg/l),

$q_e$ : quantité du produit adsorbé à l'équilibre par unité de masse d'adsorbant exprimé en (mg/g),

$K_F$  et  $n$ : paramètres de Freundlich, caractéristiques de la solution et de l'adsorbant, déterminés expérimentalement.

L'isotherme de Freundlich est linéaire en coordonnées logarithmique sous la forme suivante [78]:

$$\text{Log } q_e = \text{log } K + \frac{1}{n} \text{log } C_e \quad (19)$$

- **Modèle de Langmuir**

La théorie proposée par Langmuir repose sur une vision cinétique de l'adsorption de molécules sur une surface plane: il n'y a pas d'accumulation des molécules, les molécules sont continuellement dirigées vers la surface et un équilibre d'adsorption et de désorption des molécules se met en place. Les hypothèses de ce modèle sont les suivantes [79]:

- les sites d'adsorption sur la surface solide sont homogènes d'un point de vue énergétique : on parle de « surface d'adsorption homogène » ;
- chacun de ces sites peut adsorber une seule molécule, et une seule couche de molécules peut se former ;
- chacun des sites a la même affinité pour les molécules en solution ;
- il n'y a pas d'interactions entre les molécules adsorbées [79].

A l'équilibre on a la relation suivante :

$$q_t = \frac{q_m a C_e}{1 + a C_e} \quad (20)$$

Après linéarisation on peut utiliser la relation suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{(K_L \cdot q_m)} \quad (21)$$

Avec :

$C_e$  : la concentration à l'équilibre (mg/l)

$q_e$  : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g)

$q_m$  : est la capacité ultime d'adsorption (mg/g)

$K_L$  : Coefficient d'adsorption de Langmuir (mg/l).



# CHAPTER 05:

## Résultats et discussion

A fin d'étudier la performance de traitement par lagunage naturel, et la possibilité de réutiliser ces eaux à l'irrigation, et d'étudier la qualité des eaux traitées par l'argile, nous avons effectué des prélèvements au niveau de trois points dans la STEP : l'entrée (E), le répartiteur secondaire (RS) et le rejet final (S), en suite nous avons traité l'eau entrant à la STEP de la commune d'El-Ateuf par l'argile provenant de la commune d'El Menia située à 227km au Sud-Ouest du chef-lieu de la wilaya de Ghardaïa. L'échantillon est préparé à raison de 100 mg/l. Nous avons opté pour le traitement des eaux usés une durée de 72 heures (trois jours). C'est le temps nécessaire pour un traitement par lagunage naturel dans la station d'épuration ; nous avons fait trois essais les échantillons obtenus sont comme suit:

**1<sup>er</sup> essai :**

Traitement de l'eau usée brute par argile brute, nous avons obtenu les échantillons suivants : (AB<sub>1J</sub>, AB<sub>2J</sub>, AB<sub>3J</sub>)

**2<sup>eme</sup> essai :**

Traitement de l'eau usée brute par argile purifiée et activée par H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> nous avons obtenu les échantillons suivants : (AS<sub>1</sub>, AS<sub>2J</sub>, AS<sub>3J</sub>)

**3<sup>eme</sup> essai :**

Traitement de l'eau usée brute par argile purifiée et activée par HCl, nous avons obtenu les échantillons suivants : (AH<sub>1J</sub>, AH<sub>2J</sub>, AH<sub>3J</sub>)

Les résultats de l'ensemble des paramètres mesurés présentés dans les figures suivantes :

## **5.1 ETUDE DE HYDROCHIMIE DES EAUX**

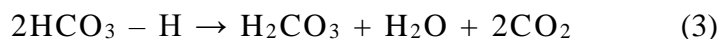
### **5.1.1 Etude physico-chimique**

#### **A. pH**

La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux. Il est important pour la croissance des micro-organismes qui ont généralement un pH optimal variant de 6,5 à 7,5[80].

La figure 29 présente la variation de pH selon la méthode de traitement, concernant le traitement par lagunage naturel les valeurs mesurées varient entre 7.12 et 8.48, il y a une augmentation de pH de l'amont vers l'aval c'est ce que nous pouvons justifier par la photosynthèse, consommer le

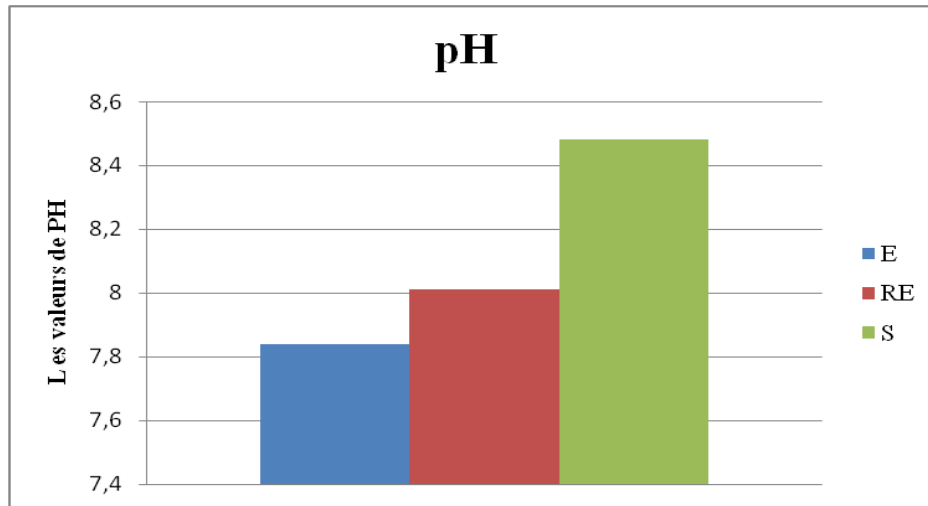
CO<sub>2</sub> dissous dans l'eau entraînant une alcalinisation, selon l'équation ci-dessous [81]:



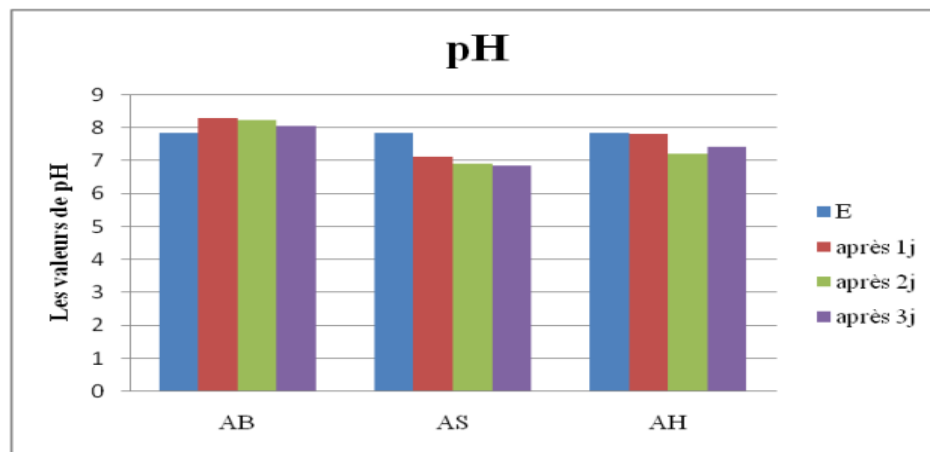
Ces valeurs sont similaires avec les valeurs trouvées dans le traitement des eaux usées par lagunage aéré au Maroc, [82]. Par contre une diminution de pH dans le traitement d'eau usée brute par l'argile purifiée (AS et AH), cette diminution causée par les acides utilisés à la purification de l'argile ; par contre la valeur de pH augmente dans le traitement par argile brute, elle varie entre 8.02 et 8.27, cela on peut le justifier par la diminution des teneurs de Ca et de Mg qui causera un effet d'alcalinisation et augmentera le pH[83].

Les valeurs trouvées dans le traitement par l'argile sont inférieures à la valeur enregistrée à la sortie de STEP.

La valeur de pH à l'entrée de STEP conforme avec la limite de norme algérienne de rejet [84]; même les valeurs à la sortie de STEP et de traitement par l'argile répondent aux normes algérienne de protection du milieu récepteur [85] et d'irrigation [86].



**A**



### B

**Figure 29 : Variation de pH selon la méthode de traitement .A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### B. Température

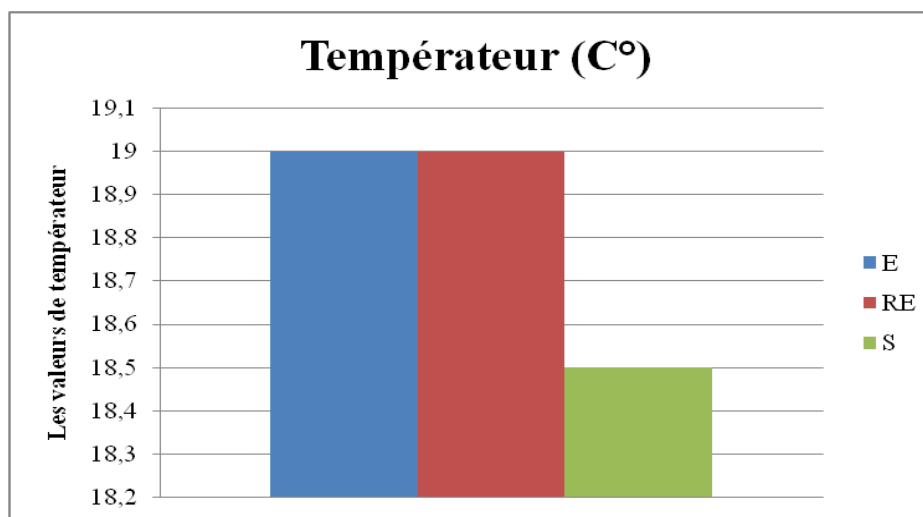
La température d'eau est un facteur important dans le milieu aquatique, elle a une influence sur les réactions physico-chimiques et biologiques. C'est un facteur clé dans l'activité biologique avec des répercussions écologiques[87].

D'après la figure 30 une légère variation de température est remarquée, des valeurs entre 19C° (la valeur maximale donnée par l'eau brute), et 17.5C° (la valeur minimale donnée par l'eau traité par AB<sub>1</sub> et AB<sub>2</sub>).

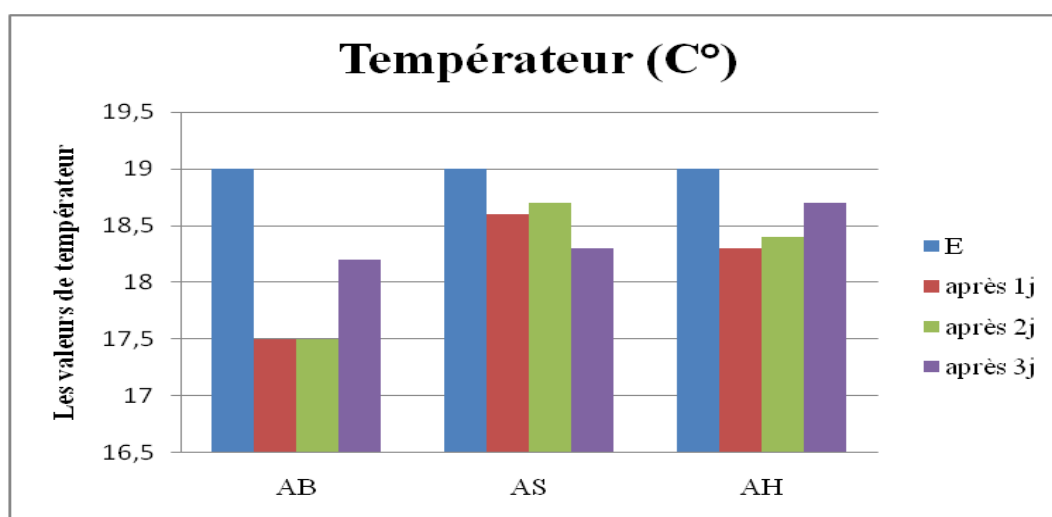
La valeur donnée par l'eau brute est inférieure à 30C°, elle répond aux limites maximales indiquées dans [84].

La température diminue dans tous les méthodes de traitement (traitement par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée), cette diminution due à la stagnation des eaux dans les bassins pour lagunage naturel (temps de séjour : trois jour pour traitement primaire, et dix jours pour le traitement secondaire) ; concernant le traitement par l'argile les échantillons placées dans un milieu fermé influencé par l'air, par contre les eaux brutes transportées dans des conduites fermées sous terre, subi à des réactions chimiques cassées l'augmentation de température, ainsi l'origine domestique des eaux entrant à la STEP c'est un indicateur de l'augmentation de la température.

Toutes les valeurs enregistrées répondent aux normes algériennes de rejet [85] et d'irrigation [86] et à la norme internationale d'irrigation [88].



A



B

**Figure 30: Variation de température selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### C. Conductivité électrique et la salinité

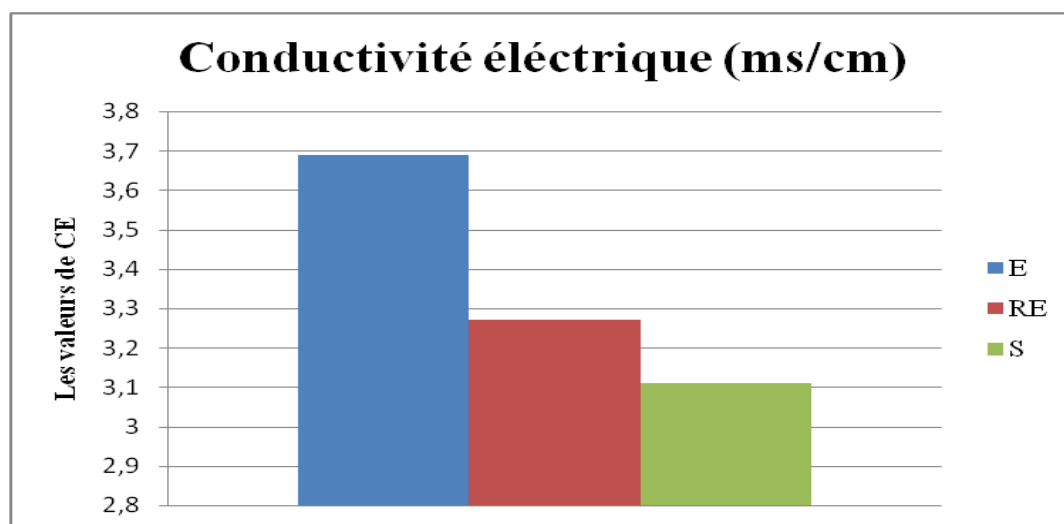
La conductivité électrique traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique, elle est directement proportionnelle à la quantité de solides (les sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solide dissous sera importante, plus la conductivité sera élevée ; la mesure ne permet toutefois pas de déterminer quels sont les ions qui produisent cette conductivité [89].

La figure 31 montre que la valeur de CE diminuée dans le traitement par lagunage naturel est de 3.69ms/cm pour l'eau brute et de 3.11ms/cm au niveau de la sortie de STEP on peut le justifier par l'assimilation de ces sels

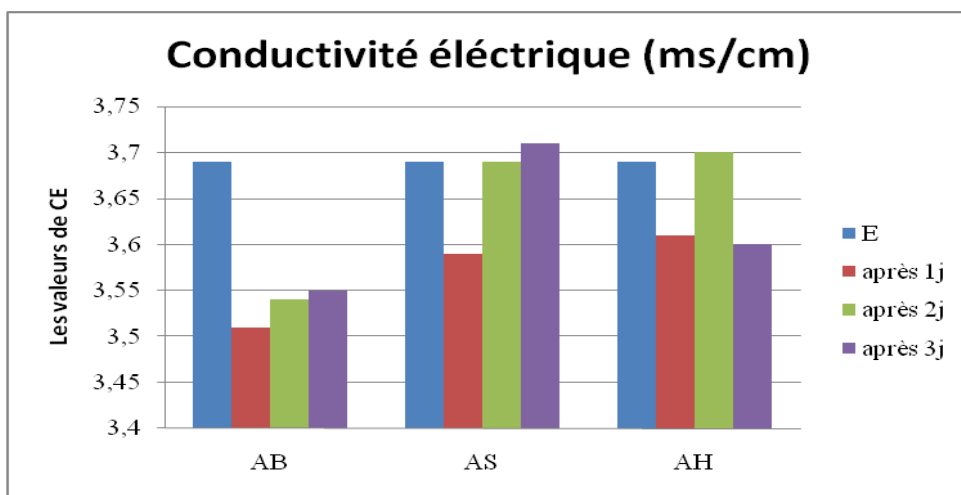
par les algues. On remarque aussi que la valeur de CE augmente durant les trois jours dans le traitement par l'argile purifiée due à la présence des ions, par contre elle reste stable dans le traitement par l'argile brute, mais les valeurs enregistrées sont inférieures à la valeur de l'eau usée brute.

D'après nos résultats, toutes les méthodes de traitement (lagunage naturel et traitement par argile (brute et purifiée)), ont un effet sur la diminution de la conductivité électrique et les valeurs trouvées sont supérieures à 3ms/cm ne répondent pas aux normes algériennes [84], [85] et [86].

Concernant la salinité on remarque une légère variation, des concentrations ne dépassent pas le 2.3mg/l. Pour le traitement des eaux usées par lagunage naturel et par argile brute les valeurs sont diminuées ; par contre pour le traitement par l'argile purifiée les valeurs vont jusqu'à 2.3mg/l. D'après nos résultats on remarque aussi que la variation de la salinité est proportionnelle avec la variation de la conductivité électrique[89].

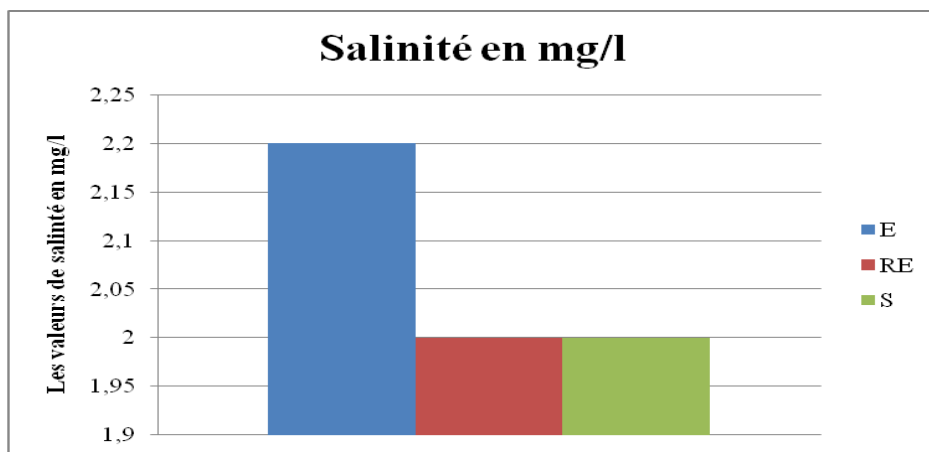


A

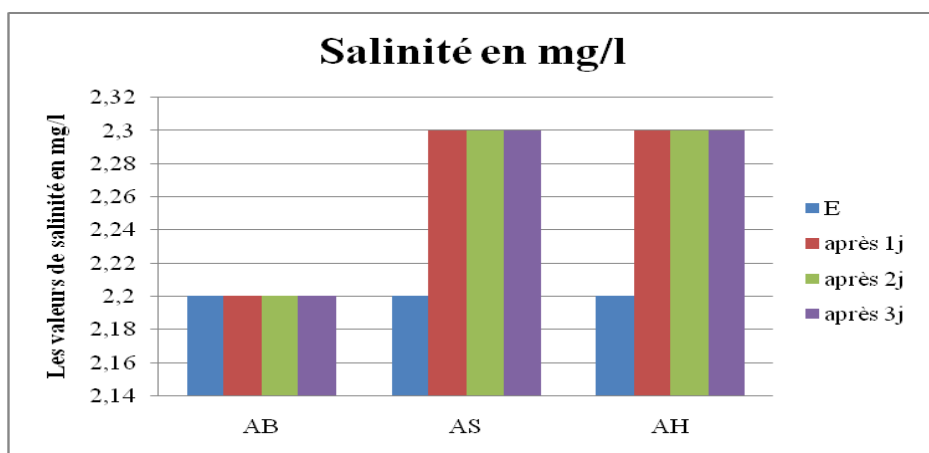


B

Figure 31 : Variation de conductivité électrique selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.



A



B

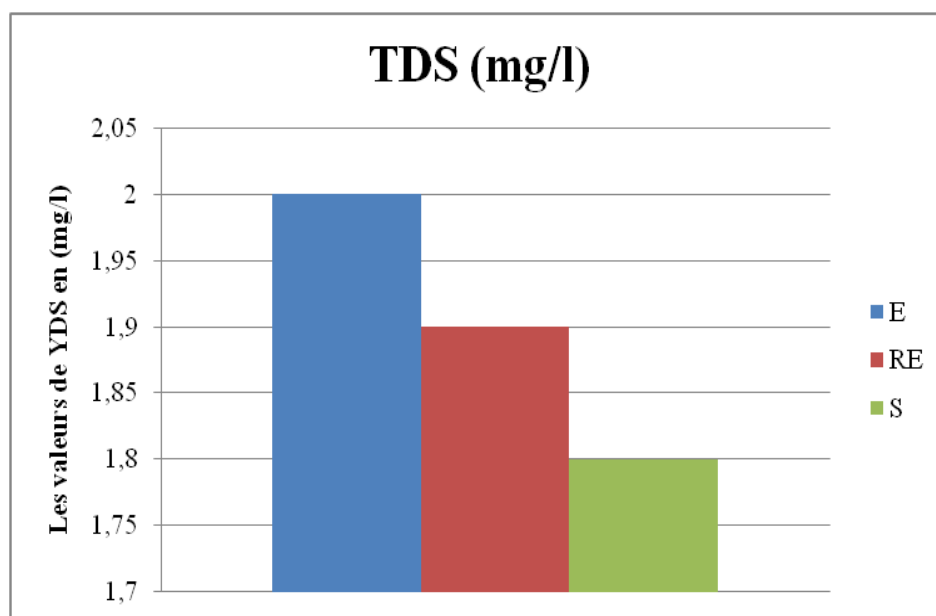
Figure 32: Variation de la salinité selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.

#### D. Sels dissous totaux (TDS)

La figure 33 présente la variation de TDS de tous les échantillons, on remarque la valeur de ce paramètre diminuée dans le traitement par lagunage naturel, elle est 2 mg/l pour des eaux brutes, cette valeur reste inférieure à la valeur minimale trouvée dans l'étude de lac de Qarraoun (156mg/l) [90] et l'autre trouvée dans les eaux usées de la ville de M'irt (651 mg/l) [91]; concernant l'eau traitée la valeur de TDS est inférieure à celle de l'entrée.

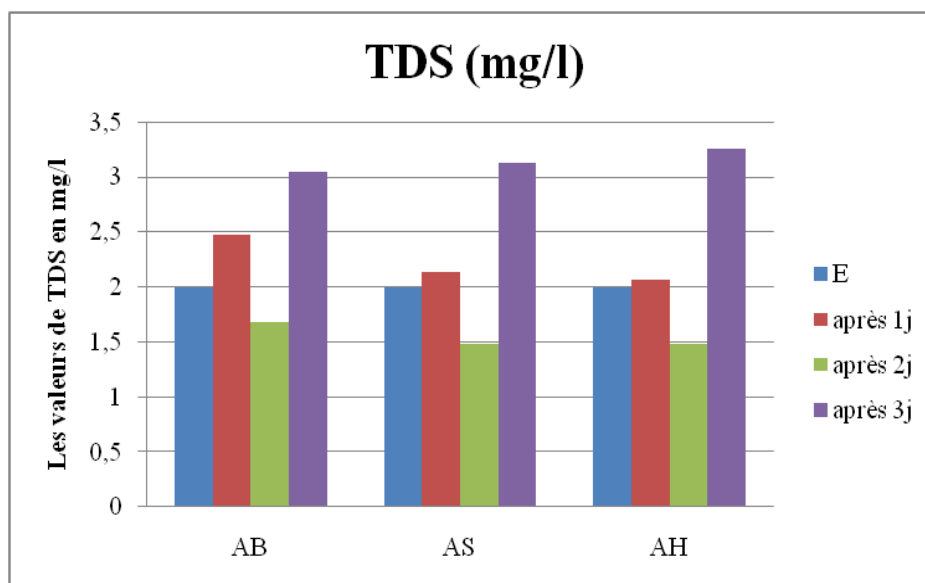
En revanche pour le traitement par l'argile on remarque que les concentrations augmentent durant les jours de traitement, sauf que l'argile purifiée (AS), l'augmentation des valeurs due à la présence des sels plus que l'entrée, l'origine de ces derniers l'argile lui-même.

D'après nos résultats on remarque que la variation de TDS est proportionnelle avec la salinité et la conductivité électrique dans le traitement par lagunage naturel et par l'argile.



A





### B

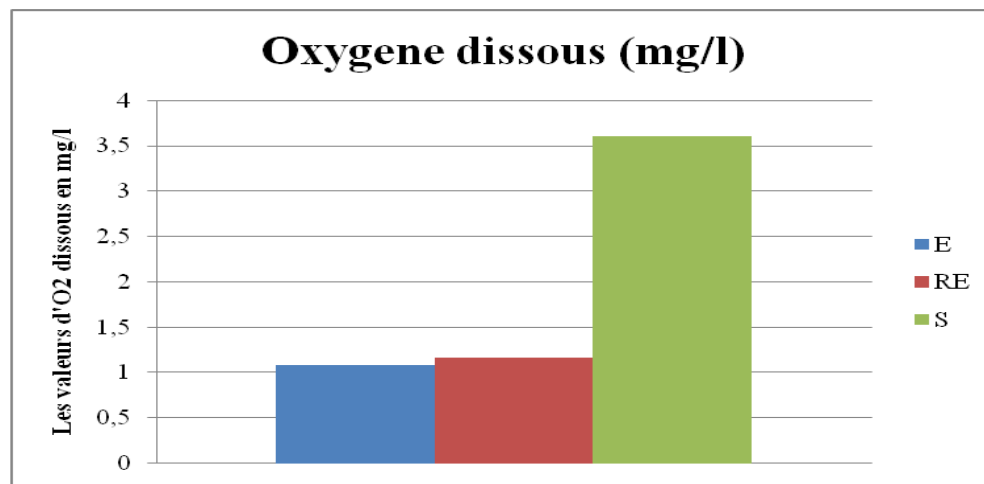
**Figure 33: Variation de TDS selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### E. Oxygène dissous

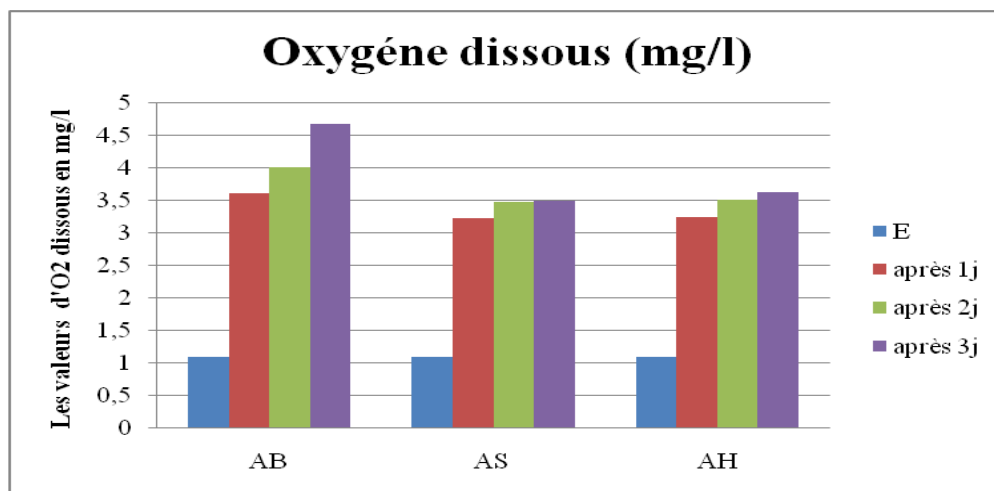
La présence d'oxygène dissous dans les eaux est primordiale pour la vie aquatique, c'est un paramètre d'une extrême importance pour apprécier l'impact d'une pollution organique [92].

La figure 34 montre une croissance de concentration en traitement par lagunage naturel la valeur des eaux brutes est de 1.4mg/l ; et de 3.6mg/l pour l'eau traitée cette valeur est inférieure aux concentrations trouvées dans l'étude de la lagune de Marchica (4.5 mg/l) [93], nous pouvons expliquer l'augmentation de l'oxygène dissous par la photosynthèse des algues qui libèrent de l'oxygène, (la présence des algues apparaisse en couleur verte dans les eaux traitées).

La même remarque pour les autres méthodes de traitement ; des valeurs dépassent 3.5mg/l ; l'augmentation de l'oxygène dissous due au brassage de l'eau des échantillons durant les trois jours de traitement qui augmente le contact de celle-ci avec l'air.



A



B

**Figure 34 : Variation de l'oxygène dissous selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### F. Turbidité

La norme ISO7027 définit la turbidité comme la « réduction de transparence d'un liquide due à la présence de substances non dissoutes » [94]. Pour des raisons plus techniques et opérationnelles, Wezernak et Polcun se référaient au manuel de l'American Public Health association de 1965 : « la turbidité traduit la propriété optique responsable de la dispersion et de l'absorption de la lumière plutôt que de sa transmission en ligne droite à travers l'échantillon » [95].

De ces définitions il découle premièrement que lorsque l'on mesure la turbidité on s'intéresse implicitement à la dispersion et l'absorption de

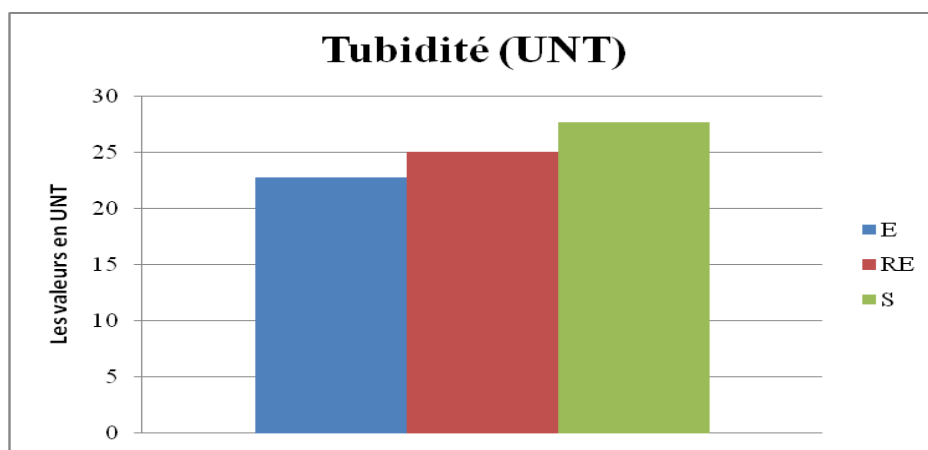
lumière, abstraction faite de l'eau pure (il s'agit donc de l'effet des particules en suspension) et deuxièmement que les instruments mesureront la dispersion plutôt que la transmission de lumière [95].

La figure 35 présente la variation de turbidité de nos échantillons, d'après nos résultats, la turbidité au niveau de rejet final est de 27.6 UTN supérieure à celle de l'entrée 22.7 UTN et répétiteur secondaire 25 UTN, cette augmentation due à la présence des algues dans les bassins de traitement primaire et secondaire.

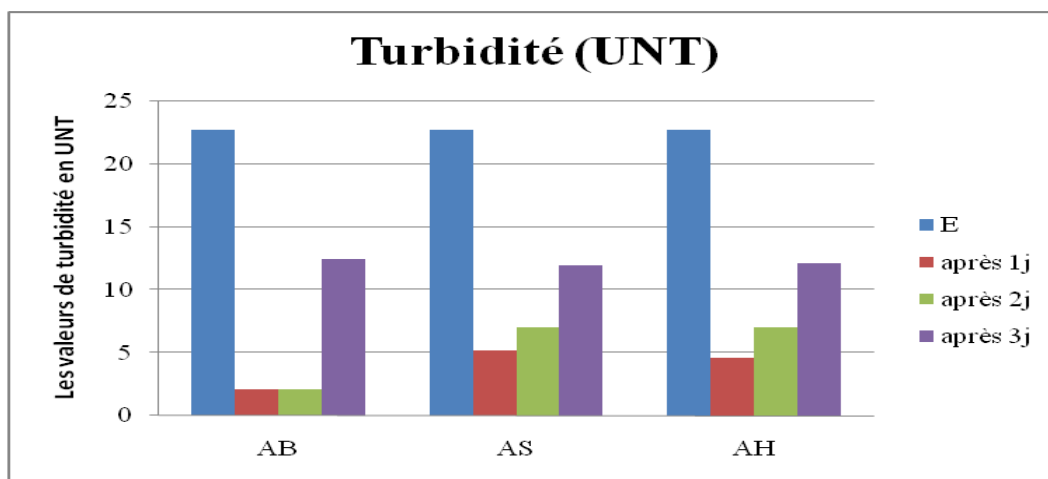
L'effet de l'argile est remarquable (figure 35 et photo 1), des valeurs atteignent à 2.07 UTN par l'argile brute avec un rendement de 91%, l'élévation de turbidité après deux jours et trois jours de traitement due au contact de l'eau avec la couche de l'argile décantée utilisée dans notre traitement.



(a) (b)  
**Photo 1 : (a) : L'eau usée brute, (b) les échantillons de traitement par argile**



A



### B

**Figure 35 : Variation de turbidité selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### G. Titre hydrotimétrique (TH) et les titres alcalimétriques (TAC).

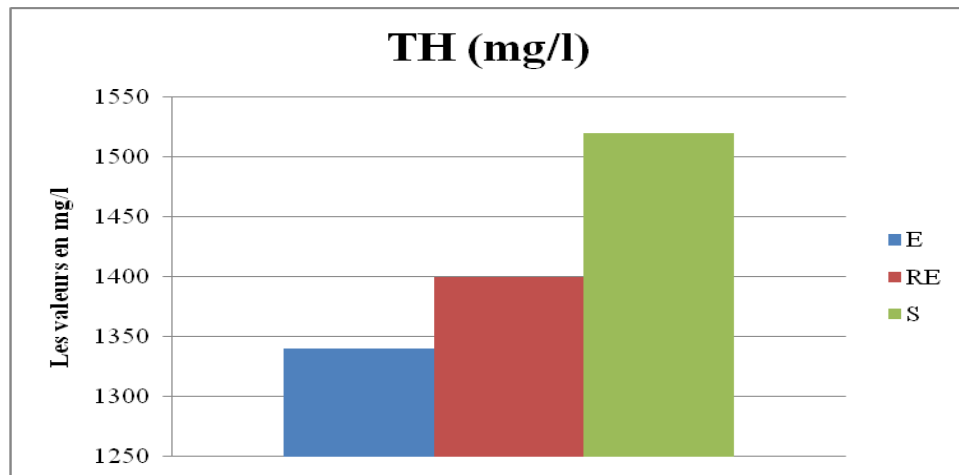
L'ancienne importance donnée à la maîtrise de la dureté des eaux et aux différentes épurations chimique d'adoucissement consécutives a entraîné l'expression de titres particuliers relatifs à la dureté de l'eau et à son alcalinité et qui sont le titre hydrotimétrique (TH) et les titres alcalimétriques (TAC et TA) [21].

#### a) Titre hydrotimétrique (TH)

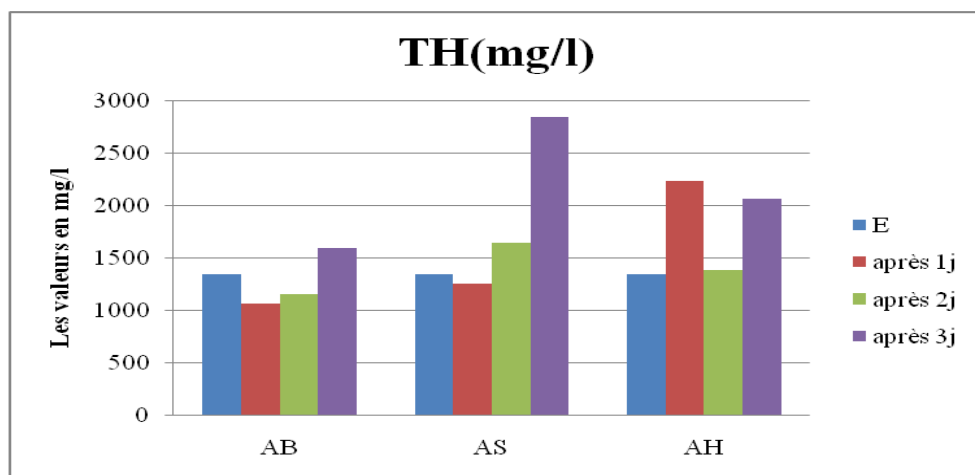
La dureté d'une eau est due à la présence d'ions métalliques bivalents,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ , etc... Les plus abondants étant les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ . En pratique, on considère souvent que la dureté totale d'ions eau de consommation est égale à la somme de sa dureté calcique et de sa dureté magnésienne (dureté due aux ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ) [14], un autre définit TH comme suivant : La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception de ceux des métaux alcalins et de l'ion hydrogène [51].

La figure 36 montre que le TH à l'entrée de STEP est de 1340 mg/l, cette concentration est très élevée, elle est due à l'origine des eaux usées (eau domestique) et de 1520 mg/l pour le rejet final ; d'après la figure 34 on remarque que le traitement par l'argile parfois permet de réduire la concentration de TH et l'argile brute la plus efficace, on remarque aussi que

ces concentrations augmentent au cours de temps, due à la présence de l'argile dans les échantillons (au moment de prélèvement).



A



B

**Figure 36 : Variation de TH selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

#### b) Titre alcalimétriques (TAC)

L'alcalinité est mesurée par la somme des anions bicarbonates, carbonates et hydroxydes alcalins (Na, K) ou alcalino-terreux (Ca, Mg). Il est exprimé par l'alcalinité totale (TAC).

Lorsque le pH est inférieur à 8,3, le TAC est mesuré par acidification du milieu jusqu'à ce que le méthyle orange change de couleur. Le TAC exprime alors la concentration en bicarbonate [21].

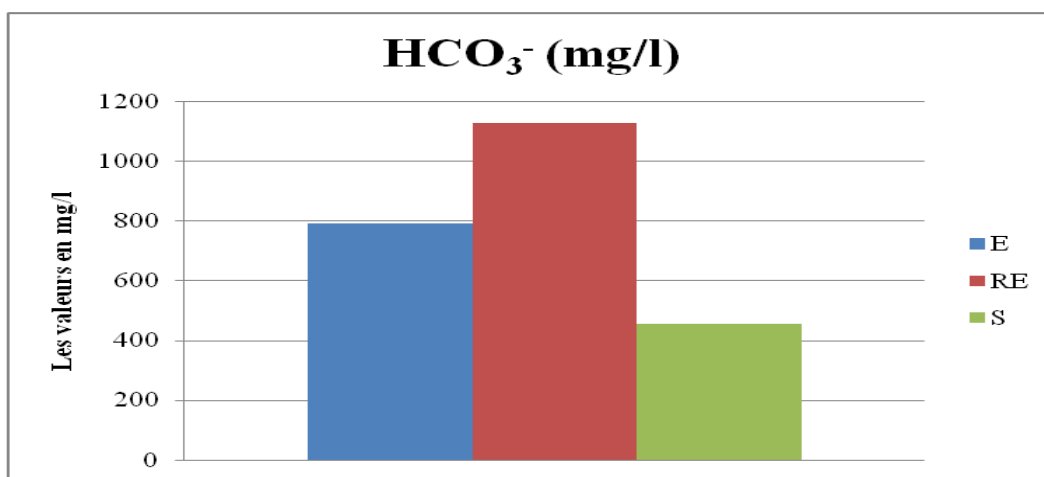
Il est important de déterminer la concentration de bicarbonate d'une eau destinée à l'irrigation, une eau riche en carbonates et en bicarbonates

aura tendance à favoriser la présence d'un dépôt sur le feuillage et devrait idéalement être apportée au sol (subirrigation) plutôt que sur le feuillage (aspersion). [96], selon FAO la concentration de  $\text{HCO}_3^-$  pour l'aspersion sur frondaison 8.5méq/l [97], [88]. Plusieurs techniques d'aménagement permettent de remédier à ce problème si l'on doit utiliser l'aspersion, comme : (a) irriguer la nuit pendant les périodes critiques ; (b) augmenter la vitesse des asperseurs, (c) ne pas utiliser d'asperseurs qui brisent les gouttelettes en particules très fines; (d) éviter l'arrosage par aspersion pendant les périodes de faible humidité ; (e) changer de méthodes d'irrigation ; et (f) n'utiliser les asperseurs que pendant la période la plus fraîche de l'année [97].

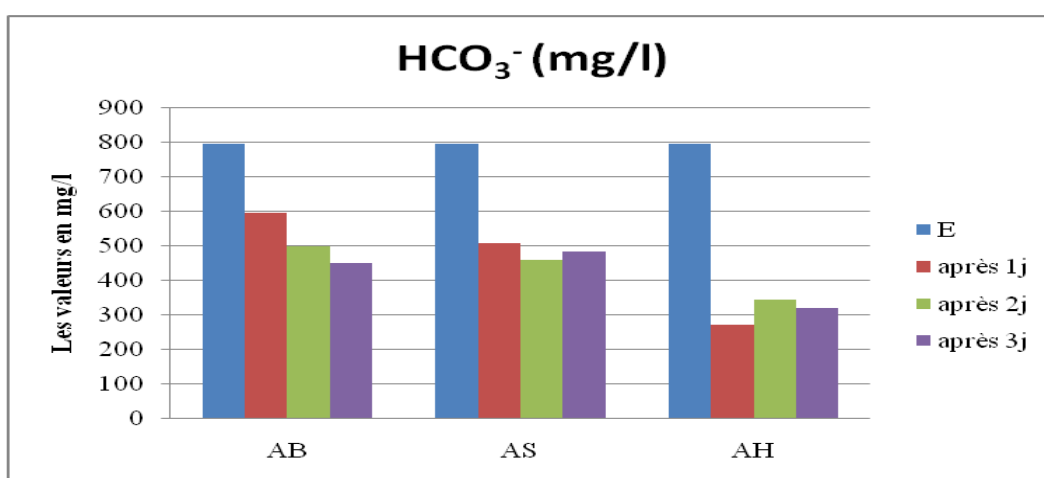
D'après nos résultats présentés dans la figure 36, la valeur de  $\text{HCO}_3^-$  pour les eaux brutes est 793 mg/l, cette valeur similaire avec les valeurs des eaux usées brutes de canal principal et Oued Bounaïm de la ville d'Oujda [98], elle est 1129.72mg/l pour l'eau de répartiteur secondaire et de 456.28mg/l pour l'eau traitée, cette valeur similaire avec la valeur trouvée par la STEP de Sfax [99], la valeur de rejet final répond aux normes algériennes [86], internationale des eaux d'irrigation [88] et la norme marocaine pour l'irrigation par aspersion [100].

Concernant le traitement par l'argile les valeurs de bicarbonate diminuées, elles varient entre 268.4 mg/l et 593.9mg/l après un jour de traitement et nous obtenons un meilleur traitement par l'argile purifiée (AS) avec un rendement de 66% ; et entre 341.6mg/l et 496.3mg/l après deux jours de traitement et l'argile purifiée (AS) donne un meilleur traitement (57%) ; pour le traitement après trois jours les valeurs oscillent entre 317.2 mg/l et 483.2 mg/l et la valeur minimale donnée par l'argile purifiée (AS) 60%.

A partir de nos résultats de traitement par l'argile on remarque que la concentration de  $\text{HCO}_3^-$  diminue pendant le temps de séjour et toutes les méthodes permettent de la réduire, en revanche toutes les valeurs enregistrées inférieures à 500 mg/l, elles répondent aux normes algériennes [86], internationale des eaux d'irrigation [88] et la norme marocaine pour l'irrigation par aspersion [100].



A



B

**Figure 37 : Variation de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours**

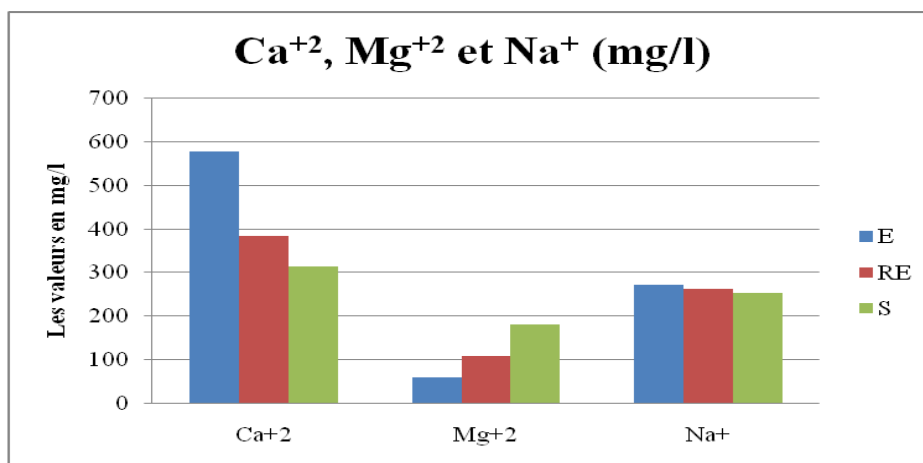
#### H. Sodium (Na<sup>+</sup>), calcium (Ca<sup>2+</sup>) et magnésium (Mg<sup>2+</sup>)

La figure 38 présente la variation de trois éléments nécessaires à la détermination de SAR, elle montre que le sodium à l'entrée est très élevé ce qui à l'origine des eaux usées et on remarque que les concentrations décroissent de l'amant vers l'aval dans le traitement par lagunage naturel, la valeur enregistrée à l'entrée est de 272.32 mg/l en revanche le teneur de sodium est de 253.69 mg/l pour le rejet final .D'après la figure l'effet de l'argile est remarquable, une diminution des concentrations et une meilleur efficacité trouvée par l'argile brute. Toutes les valeurs enregistrées répondent aux normes algériennes des eaux destinées à l'irrigation [86].

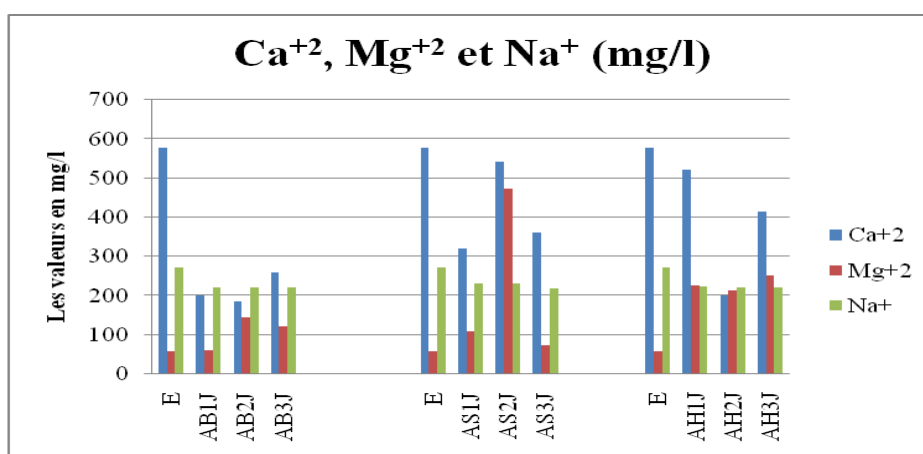
Pour le calcium la valeur maximale observée dans l'eau à l'entrée est de 577,15mg/l, la concentration de Ca<sup>2+</sup> diminue dans tous les méthodes de

traitement, elle arrive à 312,62 mg/l au niveau de la sortie de STEP, à 187.04 mg/l pour AB<sub>2j</sub>, à 320.64 mg/l pour AS<sub>1j</sub> et à 200.4mg/l pour AH<sub>2j</sub> ; d'après nos résultats nous avons obtenu le meilleur résultat du traitement par l'argile brute.

A partir de la figure 37 la variation de magnésium est proportionnelle avec la dureté totale et les concentrations augmentent dans toutes les méthodes de traitement ; pour le traitement par lagunage naturel la valeur est de 58.32mg/l à l'entrée et de 179.82mg/l au niveau de la sortie de STEP ; il convient également de noter que les valeurs de Mg<sup>+2</sup> sont inférieures à celle de rejet final nous les avons obtenues par (AB<sub>1j</sub>), (AB<sub>2j</sub>), (AB<sub>3j</sub>),(AS<sub>1j</sub>) et par (AS<sub>2j</sub>) avec des rendement de et un mauvais traitement est remarqué dans le traitement par (AH) durant les trois jours.



A



B

Figure 38 : Variation de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> et Na<sup>+</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.



**a) Sodium Adsorption Ration (SAR)**

Même en cas de faible salinité totale, une concentration relative excessive en sodium (risque alcalin) peut provoquer la dispersion des minéraux argileux et entraîner une dégradation de structure du sol. Le risque alcalin (tableau 17) est caractérisé par le rapport d'adsorption du sodium qui met en rapport les concentrations ( $\text{meq}^{-1}$ ) en sodium  $\text{Na}^+$  (facteur de dispersion) et en calcium  $\text{Ca}^{+2}$  et magnésium  $\text{Mg}^{+2}$  (agents de floculation) [101], selon :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}}$$

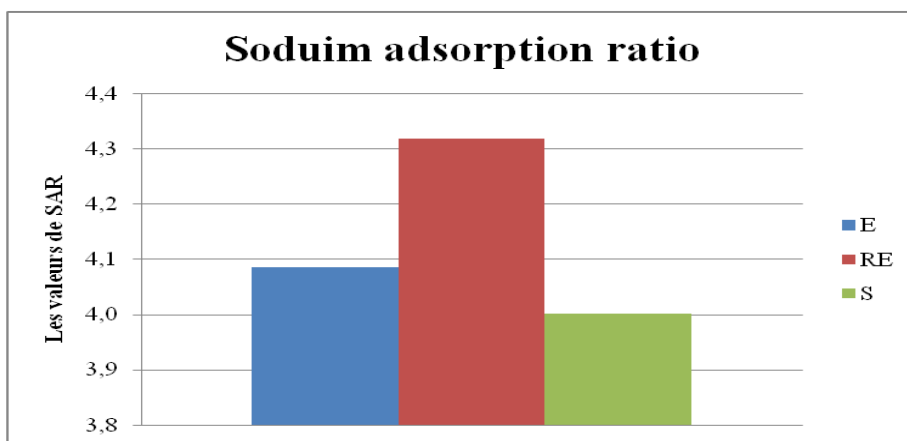
La qualité des eaux d'irrigation du point de vue de la salinité peut être évaluée sur la base de l'association des risques salin et alcalin [101].

**Tableau 17 : classe de risque alcalin [101].**

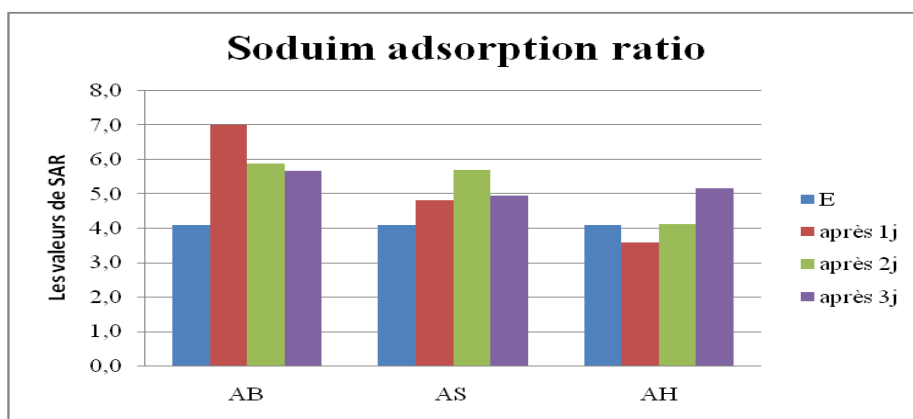
S1 risque faible	SAR < 10
S2 risque moyen	10 < SAR < 18
S3 risque élevé	18 < SAR < 26
S4 risque très élevé	26 < SAR

À partir de nos résultats présentés dans la figure 38, le SAR est compris entre (2.88 et 3.05) pour le traitement par lagunage naturel et entre (2.94 et 3.50) pour l'argile brute, pour le traitement par argile (AS) et (AH) le SAR est compris entre (1.79 et 2.85) et (2.05 et 2.58) respectivement.

D'après le tableau 17, nos échantillons sont classés comme risque faible (S1), même le diagramme de Riverside confirmé la classe faible (figure 40)



A



B

Figure 39 : Variation de SAR selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.

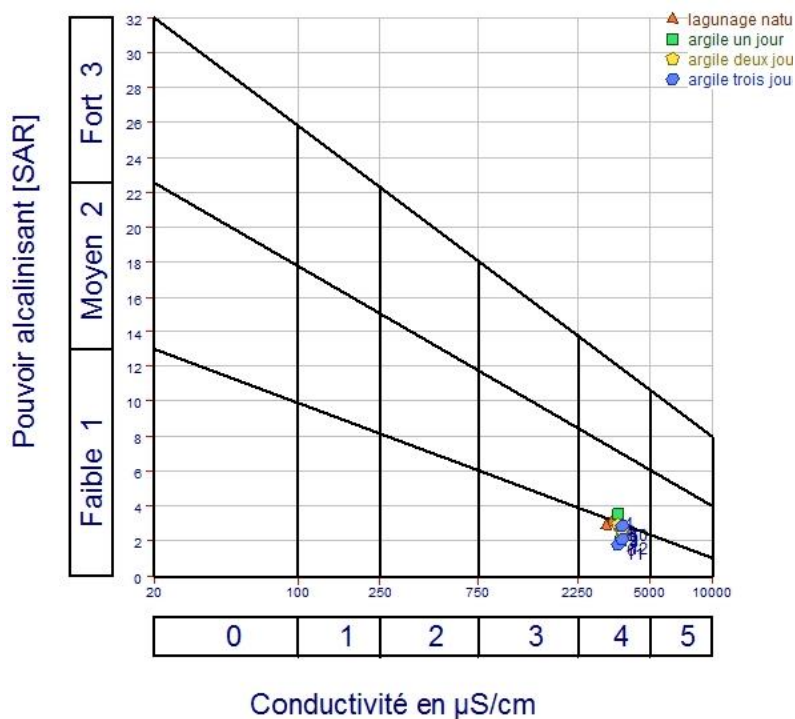
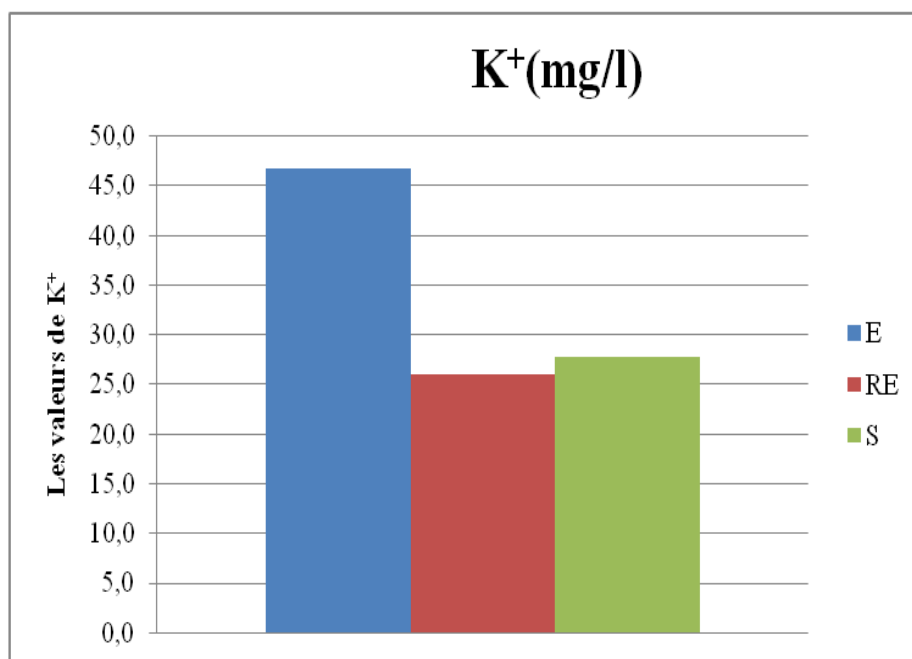


Figure 40: Classification de nos échantillons selon le diagramme de Riverside

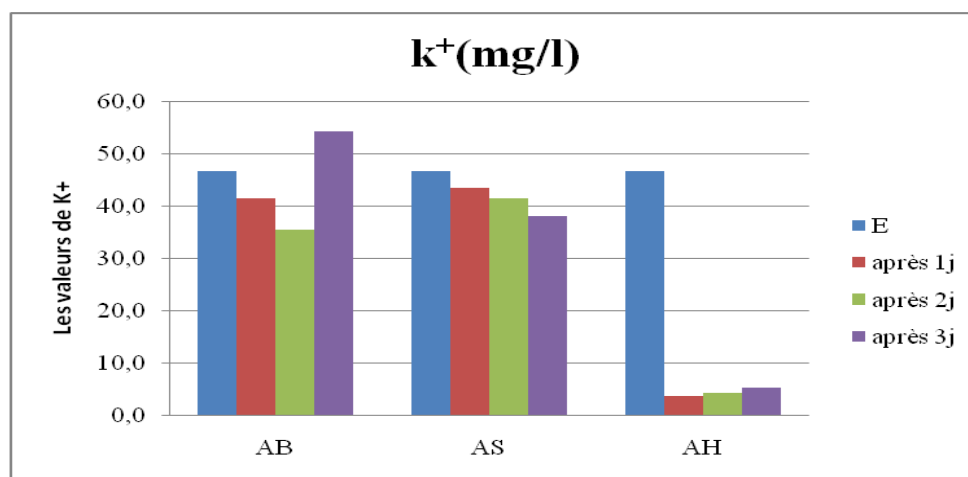
## I. Potassium ( $K^+$ )

La figure 41 présente la variation de potassium de nos échantillons, la concentration de  $K^+$  décroissante dans le traitement par lagunage naturel, la valeur de rejet final est 27.75mg/l, par apport à l'entrée qui est 46.85mg/l.

A partir de nos résultats, l'adsorption de  $K^+$  est importante surtout après un et deux jours de traitement par l'argile brute et purifiée (AS), la meilleure valeur de traitement enregistrée pour le premier est 35.48mg/l et de 38.05 mg/l pour le deuxième avec des rendements de 24% et 11% respectivement, contrairement pour argile purifiée (AH) les valeurs augmentent a partir du premier jour de traitement. Les valeurs de  $K^+$  trouvées dans notre étude sont similaires avec les valeurs trouvées dans une étude concernant la STEP de Sfax Sud [99].



A



B

**Figure 41 : Variation de K<sup>+</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### J. Chlorure (Cl<sup>-</sup>)

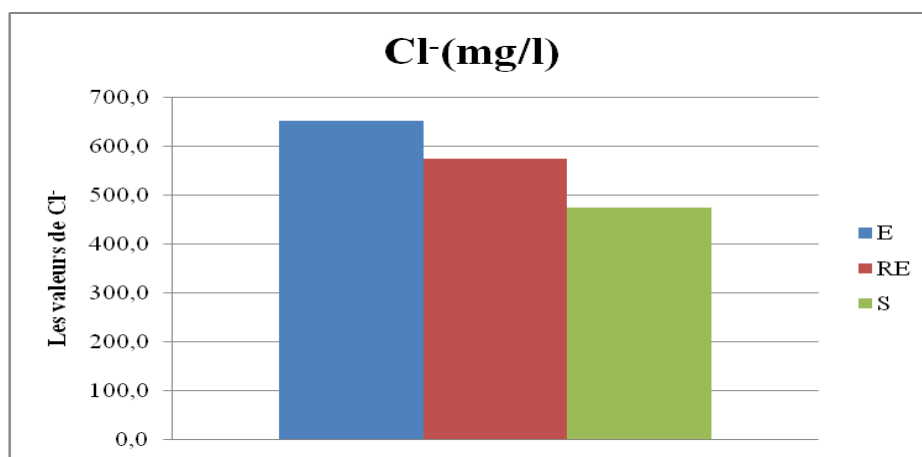
En général, les chlorures sont présents dans les eaux à l'état brut et transformés en des concentrations allant de petites traces jusqu'à plusieurs centaines de mg/l. Ils sont présents sous la forme de chlorures de sodium, de calcium et de magnésium [57].

L'eau brute a une concentration de Cl<sup>-</sup> très élevée 652.33mg/l, a cause de l'origine des eaux entrantes à la STEP (eau domestique), de fortes concentrations de chlorures peuvent restreindre l'utilisation de l'eau en raison de la saveur qu'ils donnent et l'effet laxatif qu'ils peuvent causer [57]. La concentration de Cl<sup>-</sup> diminue dans le traitement par lagunage naturel, elle arrive à 475.07mg/l au niveau de la sortie de STEP, les valeurs trouvées dans l'intervalle de concentration sont les mêmes trouvées par la STEP de Sfax Sud [99].

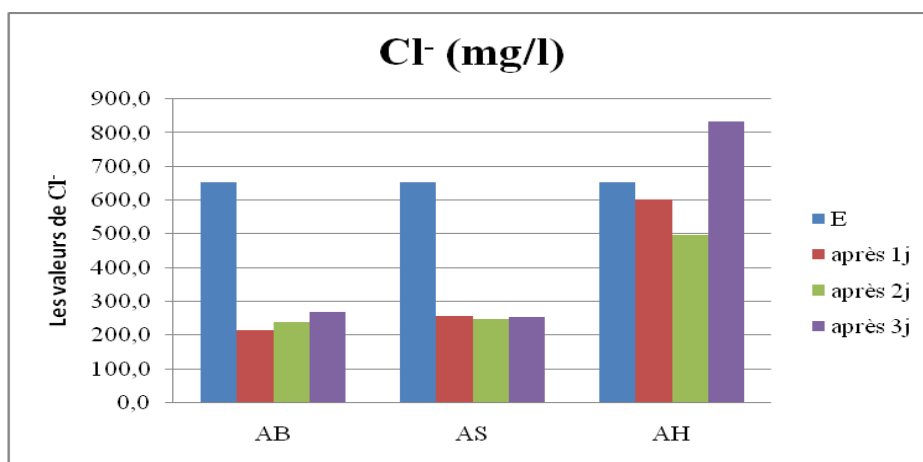
La figure 42 montre que l'argile brute et l'argile purifiée (AS) permettent de réduire la concentration des chlorures, par contre l'argile purifiée (AH) l'augmente qui on peut la justifier par la présence de certaine trace de cet élément chimique dans l'argile (l'acide utilisé à la purification).

Les valeurs mesurées dépassent les limites des substances des eaux usées au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration [84] ; ainsi l'eau traitée par l'argile purifiée

(AH) ne reprend pas aux normes des eaux destinées à l'irrigation [86] et [88], par contre les eaux traitées par l'argile brute ( entre 212.71 et 266.6 mg/l) et l'argile purifiées (AS) (de 248.1 et 255.26 mg/l) sont conformes aux les normes précédentes.



A



B

**Figure 42: Variation de Cl<sup>-</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours**

### 5.1.2 Etude des pollutions azotées et phosphorées

#### A. Nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

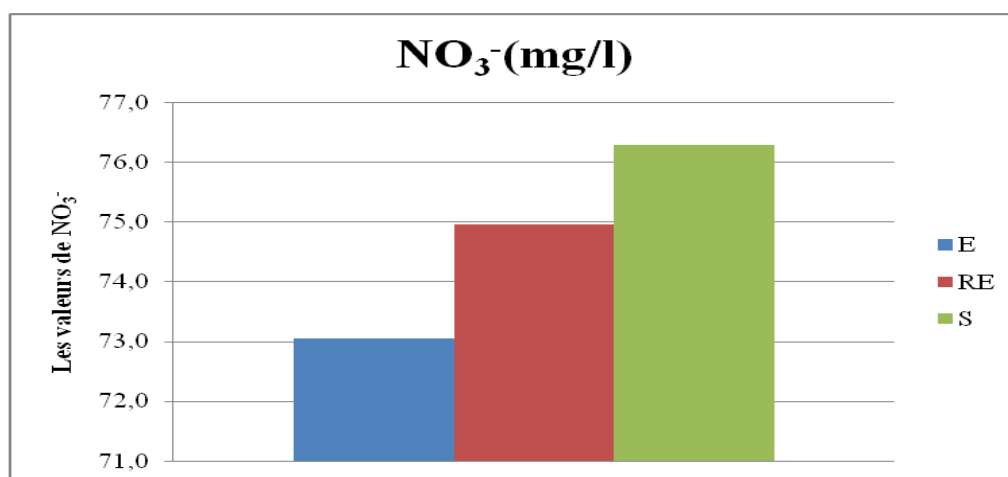
Les nitrates (ou azote nitrique) représentent la forme azotée souvent la plus présente dans les eaux naturelles. Les nitrates constituent la composante principale de l'azote inorganique (N<sub>inorganique</sub>) ou minéral, lui-même inclus majoritairement dans l'azote global (NGL) ou azote total (NT) avec une autre composante, l'azote organique (N<sub>organique</sub>) [51].

$$N_{\text{inorganique}} = N\text{-NH}_4^+ + N\text{-NO}_3^- + N\text{-NO}_2^- = NT - N_{\text{organique}} \quad (22)$$

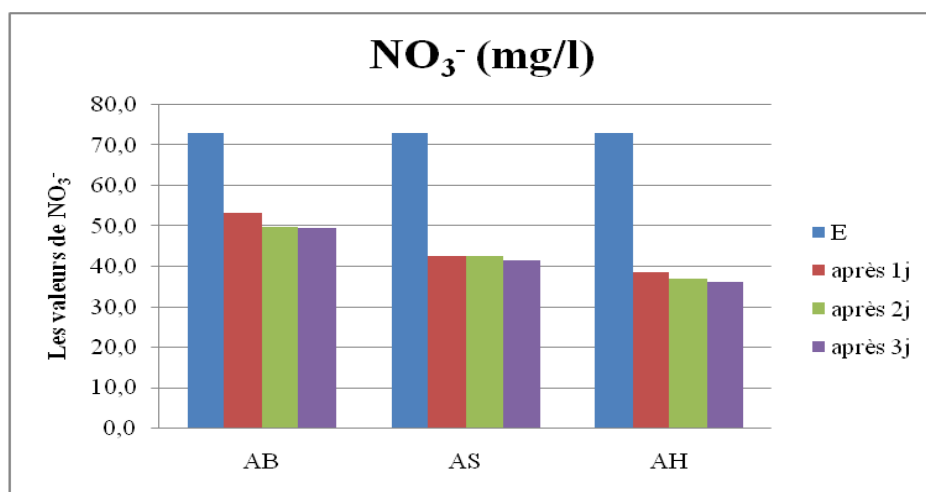
Une autre classification des formes d'azote consiste à différencier les formes oxydées ( $N\text{-NO}_3^-$  et  $N\text{-NO}_2^-$ ) des formes réduites ( $N\text{-NH}_4^+$  et  $N_{\text{organique}}$ ) [51].

A partir des résultats obtenus, nous enregistrons la valeur 73.06 mg/l pour l'eau brute, la concentration très élevée est due à l'origine des eaux entrant à la STEP, mais elle est en concordance avec les résultats d'une étude concernant le traitement par lagunage naturel [102]; la valeur 74.97mg/l pour le répartiteur secondaire (RS) et la concentration 76.30mg/l pour l'eau traitée, on remarque que les valeurs augmentent à cause de la transformation continue de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate par les processus de nitrification et nitrification respective. La valeur de rejet final n'est pas compatible aux normes internationales des eaux d'irrigation selon OMS ( $\text{NO}_3^- < 50\text{mg/l}$ ).

D'après la figure 43 l'effet de l'argile est remarquable pour la diminution de nitrate, les concentrations sont décroissantes au cours du temps, le meilleur traitement nous avons obtenu par l'argile purifiée ( $\text{AH}_{3j}$ ) 30mg/l, et les valeurs trouvées par le traitement par argile (brute et purifiée) répondent aux normes de OMS ( $\text{NO}_3^- < 50\text{mg/l}$ ), et FAO des eaux d'irrigation [88].



A



### B

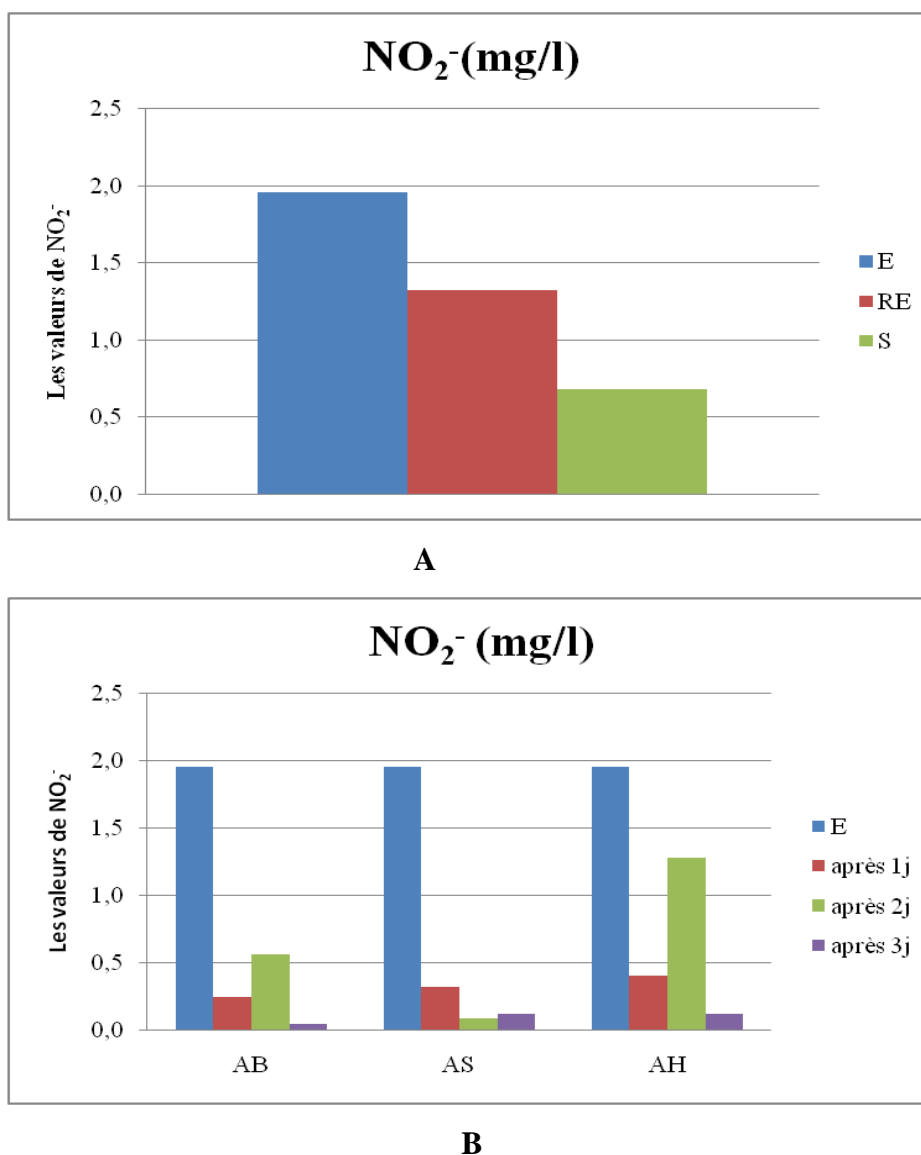
**Figure 43 : Variation de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours**

#### B. Nitrite (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

Les résultats obtenues en nitrite sont très faibles, des concentrations entre (0.04 mg/ et 1.96 mg/l), les résultats de traitement par lagunage naturel diminuent, elle atteint à 0,68 mg/l au niveau de la sortie de STEP, cette valeur inférieure à celle trouvée par l'étude de lagunage aéré [103] et elle répond aux normes internationales des eaux d'irrigation selon OMS (NO<sub>2</sub><sup>-</sup> <01mg/l) et FAO[88].

D'après les résultats présentés dans la figure 43 et concernant le traitement par l'argile brute et purifiée une bonne réduction de nitrite était remarquée des rendements d'élimination allant jusqu'à 100%; pour l'argile brute et l'argile purifiée (AS) les valeurs décroissent au cours du temps ; pour l'argile purifiée (AH) la valeur diminuée après un jour mais elle a augmenté après le deuxième jour ensuite elle décroît et comme nous notons que la présence de nitrite dans l'eau est en petites quantités car il ne représente qu'un stade intermédiaire entre l'ammoniaque et les nitrates dans le cycle de l'azote, et sont facilement oxydés en nitrates [51].

Toutes les concentrations obtenues après trois jours de traitement par l'argile répondent aux normes internationales des eaux d'irrigation selon OMS (NO<sub>2</sub><sup>-</sup> <01mg/l) et FAO [88].



**Figure 44 : Variation de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

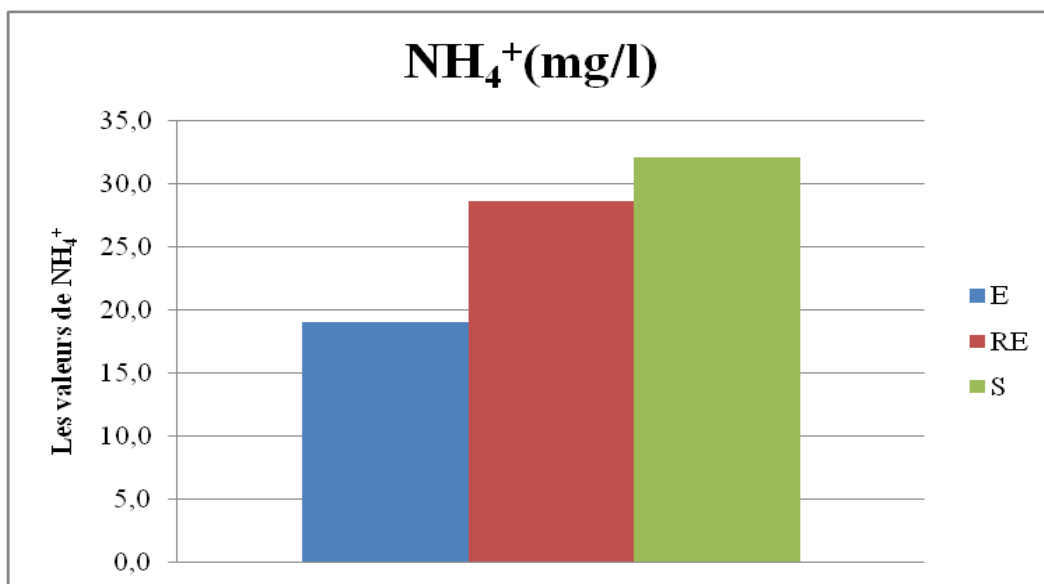
### C. Azote ammoniacale (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

La concentration de l'azote ammoniacale pour l'eau brute est 19.08mg/l, qui est inférieure aux teneurs trouvées par lagunage naturel de sidi Senoussi (108.86 mg/l) et Emir Abdel Kadar (101.93 mg/l) [102] la teneur de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dans le traitement par lagunage naturel augmente elle arrive à 32.16 mg/l pour l'eau traitée, l'azote ammoniacale est très élevé mais inférieur à celles trouvées par les deux lagunes précédentes et à la valeur moyenne trouvée par lagunage aéré d'El-Oued ( 48.56 mg/l) [103] cette variation due à la qualité des eaux entrants à les STEP. La variation des

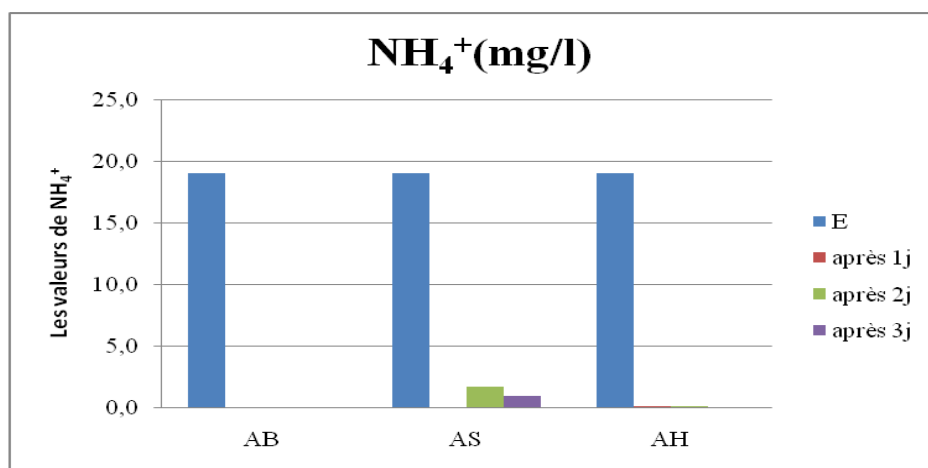


teneurs entre les eaux au niveau du répartiteur secondaire et du rejet n'est pas très forte à cause de la transformation continue de la matière organique azotée en azote ammoniacal par un processus d'ammonification. Cette dernière est supérieure à la norme internationale des eaux d'irrigation selon FAO ( $\text{NH}_4^+ < 2 \text{ mg/l}$ ).

Selon les résultats de traitement par l'argile présentés dans la figure 45, l'abattement de l'ammonium est de (100%) pour l'argile brute et l'argile purifiée (AH) et dépasse (90%) pour l'argile purifiée (AS). La diminution de la teneur en ion ammonium pourrait s'expliquer par d'une part l'efficacité de ce matériau et d'autre part la bonne oxygénation des eaux au moment l'agitation entraînant l'oxydation de l'ammonium [104]. Les valeurs obtenues répondent à la norme des eaux destinées à l'irrigation selon FAO [88].



A



### B

**Figure 45 : Variation de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

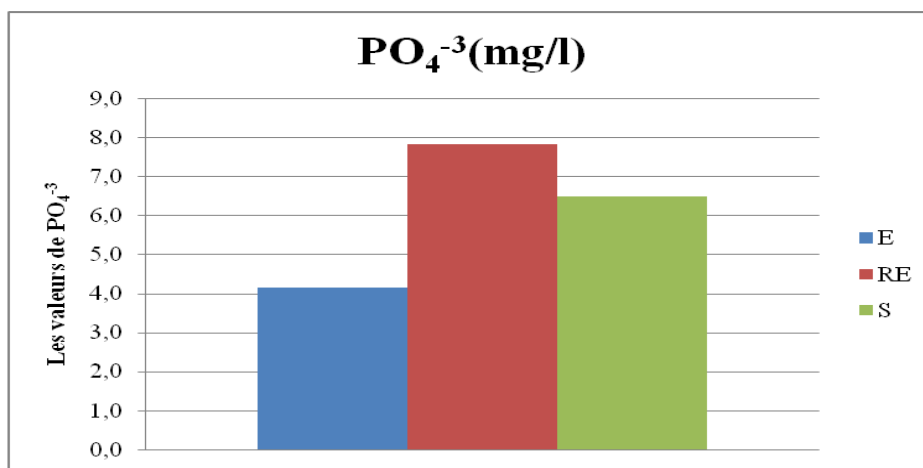
### D. Orthophosphates (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

Dans les eaux naturelles et les eaux usées, le phosphore se trouve sous différentes formes de phosphates telles que les orthophosphates, ou « phosphore réactif », les phosphates hydrolysables et les phosphates organiques, lesquelles peuvent être de forme dissoute ou particulaire. Les orthophosphates sont les phosphates qui peuvent être dosés sans hydrolyse ou sans digestion oxydante [105].

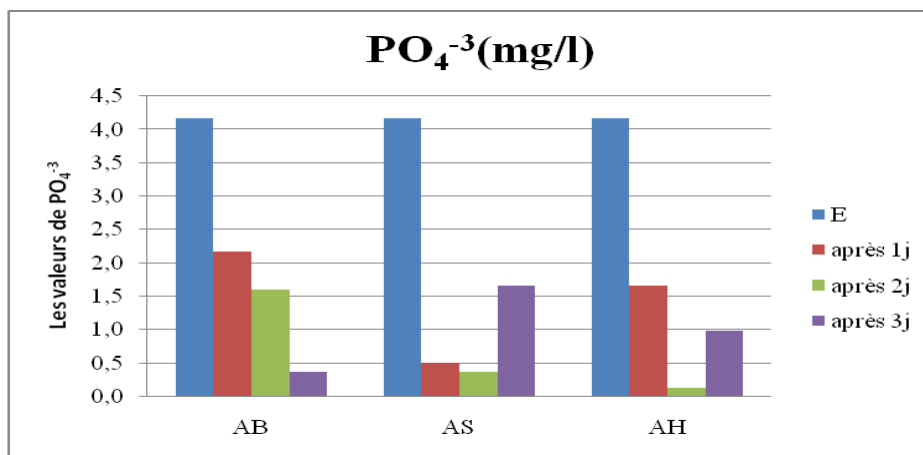
La figure 46 montre que la concentration de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de l'eau brute est 4.1mg/l, cette dernière est supérieure aux teneurs des eaux usées observées par [106] qui sont comprises entre 0.9 et 2.9 mg/l sont proches à la valeur (3.9mg/l) de l'eau usée du Campus universitaire qui sont traitées par la station d'épuration pilote de Niamey, elle est inférieure à la concentration des eaux usées brutes entrantes à STEP de Ouargla (lagunage aéré) 5.37 mg/l [107]. Le teneur d'orthophosphate est dû à l'utilisation des détergents et au drainage des terres agricoles fertilisées [105]. La concentration en orthophosphates à rejet final très élevée est de 6.49mg/l.

D'après la figure 46 le PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> diminué dans le traitement par l'argile, le rendement d'élimination de l'argile brute varie entre 48% à 91% et le meilleur traitement on l'obtenu après trois jours, il est entre 60% et 91% pour l'argile purifiée (AS) et le meilleur traitement après deux jour ; pour l'argile purifiée (AH) le taux d'abattement est compris entre 76% et 97%

avec un meilleur traitement après un jour. Toutes les mesures d'orthophosphate de traitement par l'argile sont inférieures à la concentration enregistrée au niveau du rejet final, elles sont similaires avec les résultats trouvées dans une étude concernant le processus lagunage naturel [103].



A



B

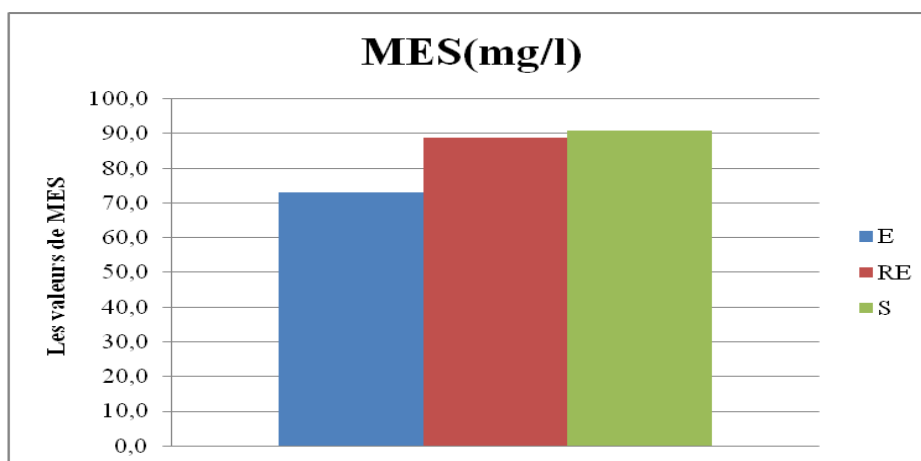
Figure 46 : Variation de PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.

### 5.1.3 Etude des pollutions organiques

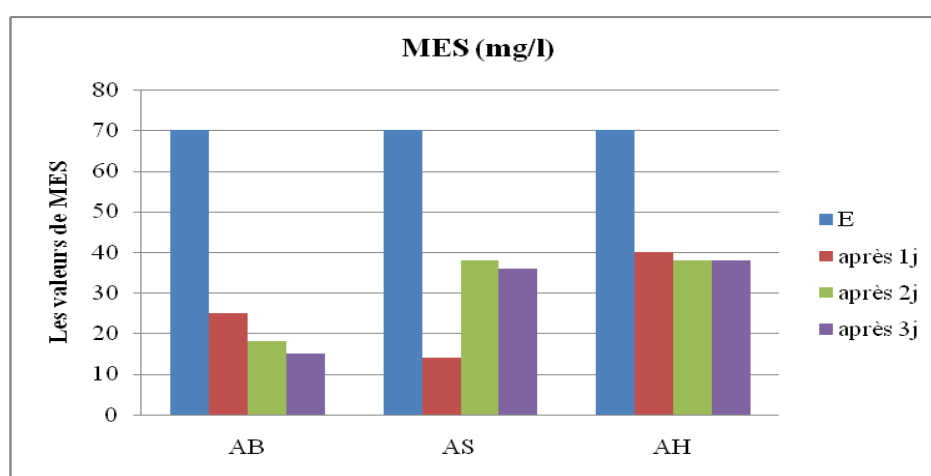
#### A. La matière en suspension (MES)

La quantité de la matière en suspension des eaux usées brutes est 73mg/l, elle est inférieure à celle trouvée à Sanaa (Yemen) (830 mg/l) [108], aussi inférieure à des eaux brutes de la ville d'Ouargla (205mg/l) [109] et les eaux brutes de la ville d'Errachidia – Maroc (> à 400mg/l) [110] et elle est inférieure à la valeur limite spécifique du rejet applicables aux déversements d'eaux usées des agglomérations urbaines [111] ; pour les eaux traitées la valeur de MES est 90 mg/l , on remarque d'après la figure les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval, on justifié cette augmentation par la présence des algues, ceci est indiqué par la couleur des échantillons où le vert apparaît dans le répartiteur secondaire et dans le rejet final, cette valeur des eaux traitées est supérieure à celle trouvée par la STEP de Média (27 mg/l) [112] et la ville d'Errachidia – Maroc (< à 85mg/l) [110], en revanche elle est inférieure à celle de Sanaa (Yemen) (110.6mg/l) [108]. Les valeurs de la MES des eaux traitées n'est pas conforme aux normes algériennes de rejet [85] et d'irrigation [86], ni avec les normes internationales d'irrigation FAO [88] et l'OMS < 30mg/l.

D'après nos résultats les valeurs de MES sont proportionnelles avec la turbidité .La concentration des MES varie entre 15mg/l et 25 mg/l pour le traitement par argile brute et entre 14 mg/l et 40 mg/l pour le traitement par argile purifiée (AS) et (AH), elles sont similaires avec les résultats de la STEP de Media [112] ; d'après ces résultats le traitement par l'argile permet de réduire la quantité de MES, la réduction de MES est due à la fixation des particules sur l'argile [113] et de meilleurs résultats nous les avons obtenus après un jour de traitement, ainsi que le rendement d'abattement dépasse 70%. L'augmentation de MES après deux et trois jours de traitement est due à la présence de l'argile dans l'échantillon pendant le prélèvement.



A



B

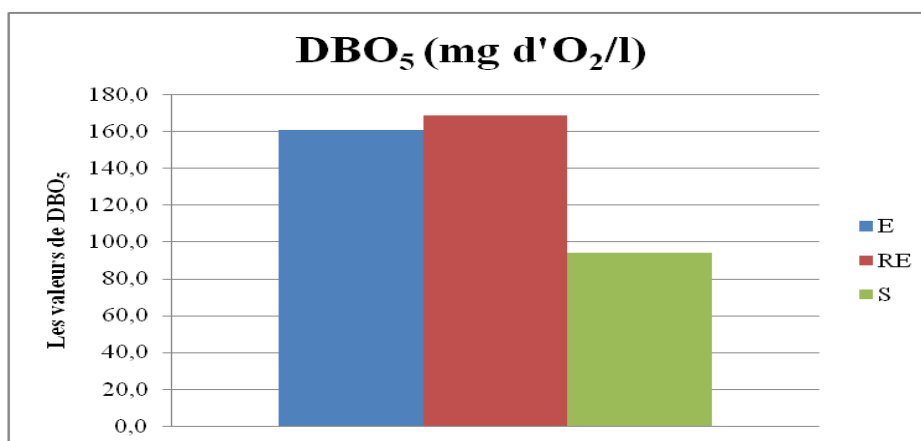
**Figure 47 : Variation de MES selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

### B. La demande biochimique en oxygène (DBO)

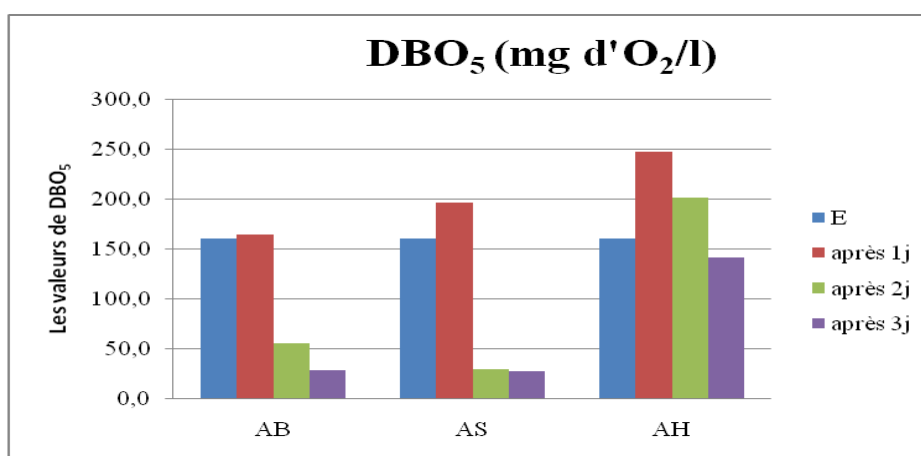
La demande biologique en oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement de microorganismes, dans des conditions données (5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air) on parle alors de la DBO<sub>5</sub> [114]. Les valeurs de la pollution organique expriment en DBO<sub>5</sub> présentent des variations non négligeables entre les différentes campagnes de prélèvements. La valeur de DBO<sub>5</sub> pour l'eau brute est 161mg O<sub>2</sub>/l, cette valeur reste dans la plage de référence pour les eaux usées domestiques (100 à 400 mg/L) [115] et supérieure à la valeur limite spécifique de rejet [105] et inférieure à celle trouvée à Marrakech (240 mg O<sub>2</sub>/l) [116], à Souk Elarba du Gharb (162,08 mg O<sub>2</sub>/l) [117], à Kenitra (220.5 mgO<sub>2</sub>/l) [118], à oujda (140

mg O<sub>2</sub>/l) [98], à Errachidia [110] et à l'Algerie dans la station de Sidi Senoussi (45,46 mg O<sub>2</sub>/l) et la station d'El Emir Abel Kadere (467,27 mg O<sub>2</sub>/l) [102], à Nouakchott (534,98 mg O<sub>2</sub>/l) [119] et à Sanaa (Yemen) (1137 mg O<sub>2</sub>/l) [108]; la valeur de 191mg O<sub>2</sub>/l et 94 mg O<sub>2</sub>/l pour le répartiteur secondaire et les eaux traitées respectivement, avec un rendement d'élimination de 42%, l'augmentation de DBO<sub>5</sub> dans le répartiteur secondaire est due à l'abondance de la matière organique, l'origine de cette dernière sont les algues, la diminution de DBO<sub>5</sub> dans le rejet final est due à la dégradation de la matière organique par les bactéries aérobies (les bassins de traitement secondaires). Les valeurs de la DBO<sub>5</sub> de rejet final sont supérieures aux normes algériennes de rejet (40 mg O<sub>2</sub>/l) et à celles de l'OMS (<30 mg O<sub>2</sub>/l).

A partir de la figure au-dessous la concentration de DBO<sub>5</sub> dans le traitement par l'argile augmente après le premier jour de traitement ( de 165 à 248 mg d'O<sub>2</sub>/l), on peut l'interpréter par la présence de la matière organique dans l'argile brute ; pour l'argile purifiée l'origine de la matière organique sont les facteurs externes affectant l'opération de purification (facteur climatique, ...), en revanche une diminution de la demande biochimique en oxygène est remarquée après le deuxième et le troisième jour de traitement, autrement dit une élimination de la matière organique avec des rendements supérieures à ceux de la STEP , ils varient entre 62% et 79% pour l'argile brute est purifiée (AS) ; ces rendements sont similaires avec le rendement moyen de la STEP Sidi Senoussi (79.58%) [102] et nous obtenons un meilleur traitement par l'argile brute, et le mauvais par argile (AH). D'autre part la quantité de DBO<sub>5</sub> de l'eau traité par l'argile brute(AB<sub>3j</sub>) et purifiée (AS<sub>3j</sub>) réponde aux normes algériennes de rejet (40 mg O<sub>2</sub>/l) et à celle de l'OMS (<30 mg O<sub>2</sub>/l).



A



B

**Figure 48: Variation de DBO<sub>5</sub> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

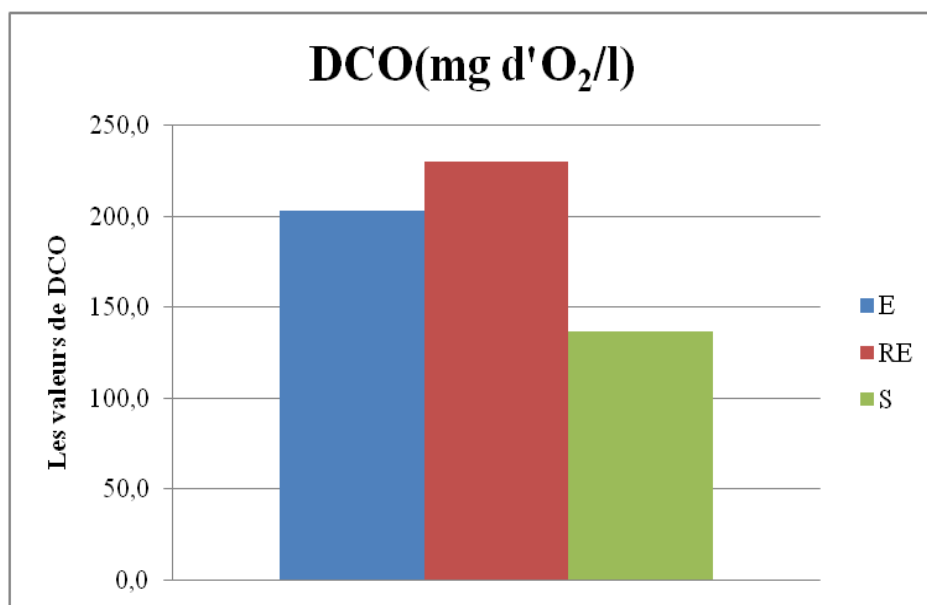
### C. La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale [51]. La valeur de la DCO à l'entrée est 203 mg d'O<sub>2</sub>/l, cette valeur très élevée est due à l'origine des eaux entrants à la STEP qui sont des eaux domestiques (linge, vaisselle et eaux usées) sont généralement chargées de substances plus ou moins biodégradables, produits de nettoyage, désinfectants et agents de détartrage ainsi que des engrais, des pesticides. Ces eaux peuvent également contenir des polluants cosmétiques et médicinaux, ainsi reste dans la plage de référence pour les eaux usées domestiques (300 à 1000 mg/L) [115]. Cette valeur reste inférieure à celle de Kénitra [118] et à celle trouvée par Zerhouni [120]; pour l'eau traitée par lagunage naturel la valeur enregistrée

est 137 mg O<sub>2</sub>/l, cette valeur de rejet final nous montre un abattement atteint à 33%. D'autre part la valeur trouvée conforme aux valeurs limites spécifiques de rejet domestique [105], mais ne réponde pas aux normes d'irrigation (algérienne) [86] et FAO [88]

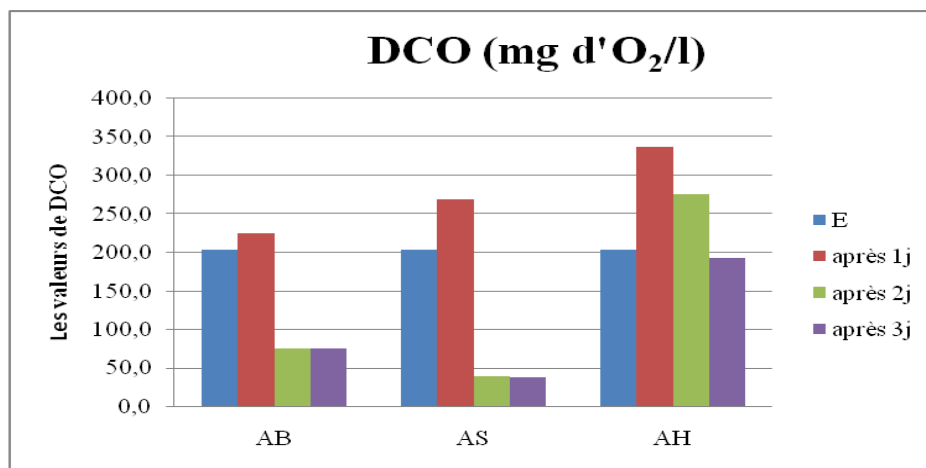
Les valeurs de la DCO présentent une variation non négligeable au cours des jours de traitement par l'argile, la DCO augmente après le premier jour de traitement par l'argile et la valeur maximale nous l'avons obtenue par l'argile purifiée (AH). En outre ces valeurs diminuent dans le deuxième et le troisième jour, on trouve des valeurs inférieures aux normes nationales et internationales d'irrigation (90mg/l) [86] et FAO [88].

Le traitement par l'argile brute et l'argile purifiée (AS) donne un rendement varié entre 63% et 80%, ce dernier est supérieur à celui de la STEP de la ville d'Azilal (55%) [121] et similaire avec le rendement de Sidi Senoussi (80.46%) [102] et de la ville de Dar EL Gueddari (Maroc) [122].



A





B

**Figure 49 : Variation de DCO selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

#### D. Évaluation de la pollution organique des eaux usées

A fin d'évaluer l'origine des eaux usées (les eaux entrants à la STEP), le calcul des rapports DCO/DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO, MES/DBO<sub>5</sub> et l'estimation de la Matière Oxydable (MO) présentent des intérêts très importants.

##### a) Ratio DCO/DBO<sub>5</sub>

Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> permet de déduire la biodégradabilité d'un effluent [51] et fournit des indications importantes sur l'origine de la pollution des eaux usées et le traitement convenable à réaliser. Si le rapport est supérieur à 3 la matière organique est considérée mal biodégradable et le traitement convenable est tout a fait chimique à l'inverse s'il est inférieur à 3 dans ce cas la charge organique est biodégradable par un traitement biologique [123], [91]. L'eau usée entrant à la STEP présente un ratio DCO/DBO<sub>5</sub> varie entre 1.26 et 1.46, il est conforme avec un traitement par lagunage naturel, en revanche il est inférieur à 2 cela signifie que l'effluent facilement biodégradable [124], ainsi qu'il est inférieur à 3 qu'il montre que les eaux usées sont des eaux urbaines. Ces résultats concordent avec ceux reportés par [118].

**b) Ratio DBO<sub>5</sub>/DCO**

Pour caractériser une pollution industrielle, on considère souvent le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO, qui donne des indications très intéressantes sur l'origine d'une pollution des eaux usées et ses possibilités de traitement [118]. Pendant le traitement biologique la diminution du rapport DBO/DCO est due au fait que la teneur en matière non dégradable représente une fraction plus importante de la DCO dans l'eau traitée que dans l'eau brute. La valeur de ce rapport pour des eaux domestiques non traitées varie entre 0.4 et 0.8 [125]. Pour notre étude ce rapport est de 0,79 pour les eaux brutes et de 0.69 pour les eaux du rejet final de la STEP, en revanche pour le traitement par l'argile il varie entre 0.72 et 0.74, et nous obtenons la plus basse valeur de 0.35 par l'argile brute (AB<sub>3j</sub>). La valeur trouvée par les eaux brutes est supérieure à celle de eaux usées de la ville de M'irt, (Maroc) [91] et inférieure à celle de Kénitra au Maroc [118].

**c) Ratio MES/DBO<sub>5</sub> et Matières Oxydables (MO)**

Comme on a vu au niveau des eaux usées entrantes à la STEP, le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO est élevé 0,79 ce qui confirme que les eaux usées drainées par ce collecteur sont fortement chargées en matières organiques [118], ce résultat obtenu est conforme par l'estimation de la Matière Oxydable, qui est de l'ordre de 175 mg/l avec un rapport de MES/DBO<sub>5</sub> de 0.45 ce dernier est inférieur à celui de la ville de M'irt [91]; et un rapport DCO/DBO<sub>5</sub> faible de 1.26, ce qui nous permet de déduire que la charge en matières organiques des eaux usées de ce collecteur est facilement biodégradable[118] .

Selon nos résultats la concentration de la matière organique diminué elle atteint 108.33 mg/l pour les eaux traitées ; par ailleurs nous enregistrons des valeurs oscillant entre 62 mg/l et 31mg/l après le deuxième et le troisième jour de traitement par l'argile brute et purifiée (AS).

### 5.1.4 Etude des pollutions des métaux lourds

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse  $5\text{g/cm}^3$ . Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : mercure, plomb, cadmium, cuivre, arsenic, nickel, zinc, cobalt, manganèse. Les plus toxiques d'entre eux sont le plomb, le cadmium et le mercure. La toxicité des métaux lourds n'est plus à démontrer. La toxicité du mercure est par exemple connue depuis l'Antiquité. La plupart du temps, les effets toxiques des métaux lourds concernent le système nerveux, le sang ou la moelle osseuse. Ils sont généralement cancérigènes [126].

#### A. Fer

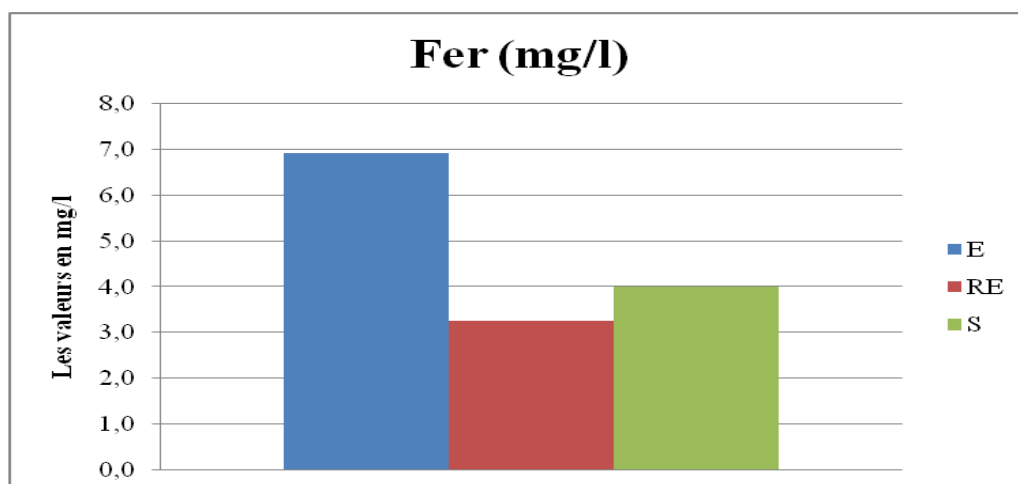
Le fer est indispensable au bon développement des végétaux, et leur utilisation en agriculture ne pose pas de problèmes pour la santé humaine. Ils sont naturellement présents en forte proportion dans le sol. En agriculture, le fer est un élément qui intervient dans la synthèse des éléments organiques indispensables à la vie des plantes [127], [103].

Les valeurs obtenues du Fe montrent des concentrations entre  $6.92\text{mg/l}$  et  $3.25\text{ mg/l}$  au niveau de l'entrée et du répartiteur secondaire respectivement. La valeur de l'eau brute est très élevée, elle est inférieure à la valeur  $7.8\text{mg/l}$  trouvée dans l'étude de cours d'eau de Riou-Mort [128] et elle est supérieure à celle des eaux brutes de ville d'El-Oued  $3.86\text{mg/l}$  [103], à les eaux originaires des rejets domestiques et industriels de la ville de Batna d'Oued El Gourzi  $2,28\text{ mg/l}$  [127], à la valeur  $955\text{ }\mu\text{g/l}$  trouvée dans l'étude par [129] et à celles trouvées par Ismaïlia (Égypte)  $1,05\text{ mg/l}$  [130] ; d'autre part la valeur enregistrée à l'entrée confirme que les eaux entrants à la STEP ne sont pas d'origine domestique, sont un mélange des eaux domestiques, des eaux des hôpitaux et des stations de lavages...

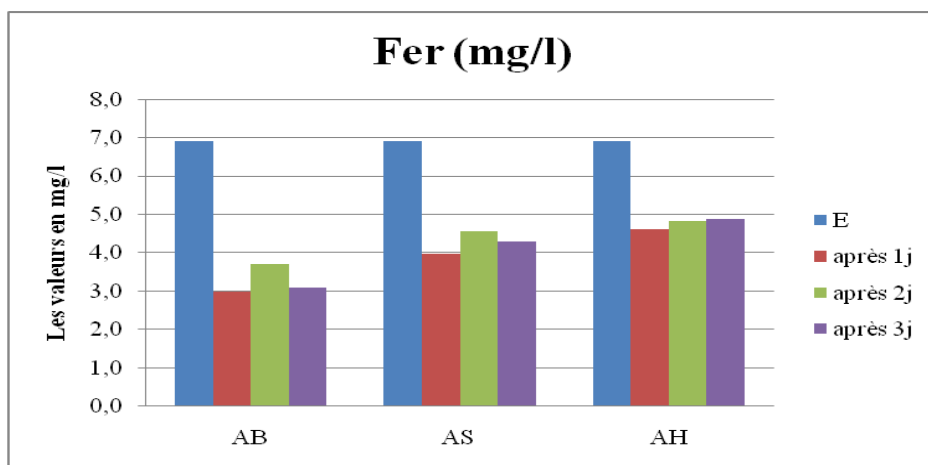
Pour l'eau traitée par lagunage naturel la teneur de Fe est  $4\text{mg/l}$ , on remarque que la concentration a diminué et le rendement

d'élimination est de 42%. Ce résultat reste supérieur à la valeur trouvée dans d'autres études pour Ismaïlia (Égypte) (0,45 mg/L) [130] et à les eaux traitées de la station d'épuration de Sfax Sud 1.69mg/l [99]. La valeur de rejet final repende aux normes d'irrigation algérienne 5mg/l [131], marocaine [100], et internationale (l'irrigation sur l'influence à long terme) 5 mg/L [88].

En revanche d'après les résultats présentés dans la figure 50, le traitement par l'argile permet de réduire la concentration de fer, nous obtenons des concentrations répondant aux normes nationales et internationales des eaux destinées à l'irrigation, d'après nos résultats de traitement par l'argile on remarque que la concentration de fer diminue par apport la valeur de l'eau brute mais elle augmente par le temps de séjour, elle varie entre 2.9mg/l et 3.7mg/l pour l'argile brute ; entre 3.9mg/l et 4.5mg/l pour l'argile purifiée (AS) et entre 4.6 mg/l et 4.7mg/l pour l'argile purifiée (AH) , avec des rendements d'éliminations de 55%, 38%, et 30% après trois jour de traitement pour l'argile brute et l'argile purifiée AS et AH respectivement mais elle reste inférieure à celle de l'eau brute, on remarque aussi que le traitement par l'argile brute est le plus efficace.



A



B

**Figure 50 : Variation de Fe<sup>2+</sup> selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée.**

### B. Zinc

Le zinc est présent naturellement dans l'air, l'eau et le sol mais les concentrations en zinc de façon non naturelle du fait du rejet de zinc par les activités humaines [126]. Les sources majeures de zinc dans l'environnement sont la fabrication d'alliages de cuivre et de bronze et la galvanisation [132], [133]. Il est aussi utilisé dans les peintures, le caoutchouc, des plastiques, la cosmétique et des produits pharmaceutiques [132].

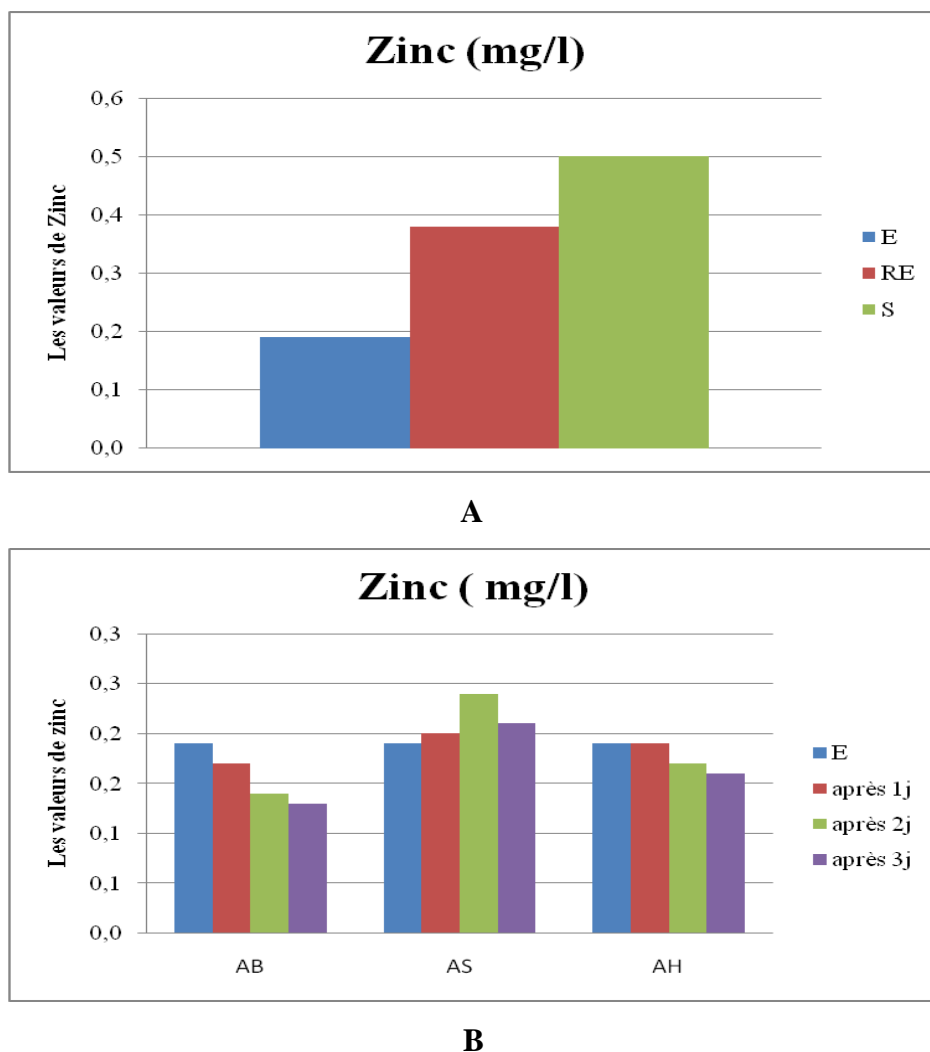
Les résultats indiquent des teneurs en Zn, pour l'eau brute qui est de 0,19 mg/l, cette valeur est inférieure à les mesures trouvées dans l'étude de l'affluent du Lot [128] et similaire à celles trouvées dans une étude concernant un flux eaux usées brutes urbaines (28 149 µg/j/ha ≈ 0.189 mg/l) et à celle d'un flux eaux usées rurales (22 344 µg/j/ha ≈ 0.18 mg/l) [134] et supérieure à celle trouvée dans une autre étude de station d'épuration (0.137 mg/l) [129].

Pour l'eau traitée on remarque que la concentration de Zn augmente, elle atteint à 0.5 mg/l, cette concentration est très élevée, malgré que le pH de l'eau traitée est 8, on peut le justifier par l'effet de la boue depuis 6 ans décanté dans les lagunes, cette dernière riche en métaux lourds, d'une autre part l'eau entrant à la STEP stagné dans les bassins pendant une durée qui dépasse les dix jours, le Zinc peut

être plus élevé lorsque l'eau est stockée dans des réservoirs en métal alors comment peut il être pour des eaux stagnées dans des lagunes ; cette valeur d'eau traitée est supérieure à celle de l'eau traité d'un effluent rural et urbain (0.04mg/l et 0.047mg/l respectivement) [134], à celle des eaux traitées dans la STEP de Sfax (0.27mg/l) [99]. La valeur enregistrée à la sortie de STEP répond aux normes algériennes des eaux destinées à l'irrigation (2mg/l) [86] et du rejet dans le milieu récepteur [85].

D'après la figure 51 le traitement par l'argile brute et l'argile purifiée (AH) permettent de réduire la concentration de Zinc sous l'effet de l'adsorption, ceci trouvé par l'étude sur la goethite et sur la bentonite de Maghnia [135] et par autre étude concernant l'élimination des composant organiques par des argiles locales [136], concernant les rendements d'élimination de l'argile brute et l'argile purifiée sont 32% et 16% respectivement ; pour le traitement par l'argile purifiée (AS) le teneur de Zinc augmente, cette augmentation est due à l'effet de la température, cette dernière joue un rôle important dans la montée et la chute de la concentration des métaux lourds dans l'eau, l'augmentation de la température suivi par la diminution de Zinc, ce qui est remarqué dans le passage d'un effluent d'usine chimique [128].

D'après nos résultats toutes les valeurs mesurées répondent aux normes nationales [85] et internationales [88] des eaux destinées à l'irrigation.



**Figure 51 : Variation de Zn selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

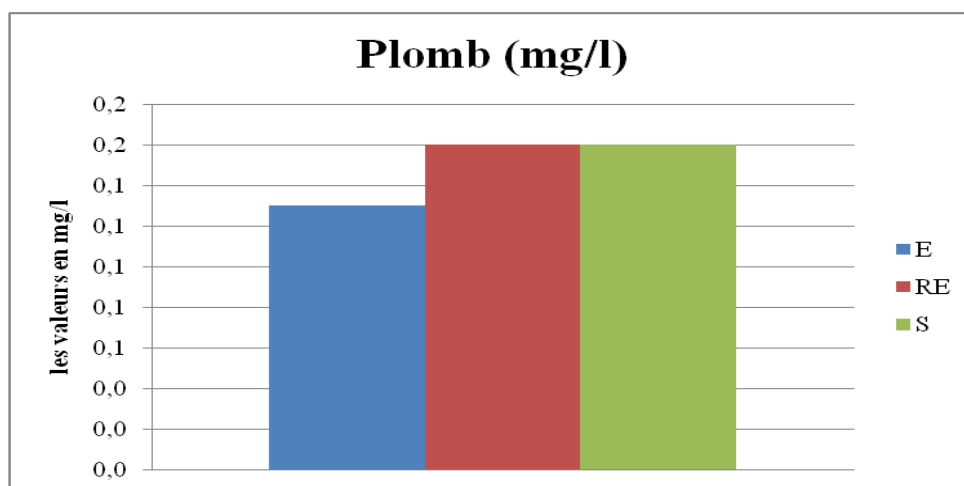
### C. Plomb

La valeur de la concentration du plomb est de 0,13mg/l pour les eaux brutes ; cette valeur est inférieure à celles des eaux entrant à la STEP d'El-Oued 0.55 mg/l [130], par contre elle est supérieure à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) 0,02 mg/l [130], à celle du flux d'eaux usées brutes urbaines (1240 µg/j/ha ≈ 0.008 mg/l) et d'un flux d'eaux usées rurales (1182 µg/j/ha ≈ 0.009mg/l) [134] et à celle trouvée dans trois stations de cours d'eau l'Oued Hassar (Maroc) (0.004mg/l) (rejet de Sidi Brahim, hôpital psychiatrique et Sidi Hajjaj) [137].

Concernant les eaux traitées la teneur de Plomb est 0.16 mg/l, on remarque une légère augmentation, la concentration augmente malgré

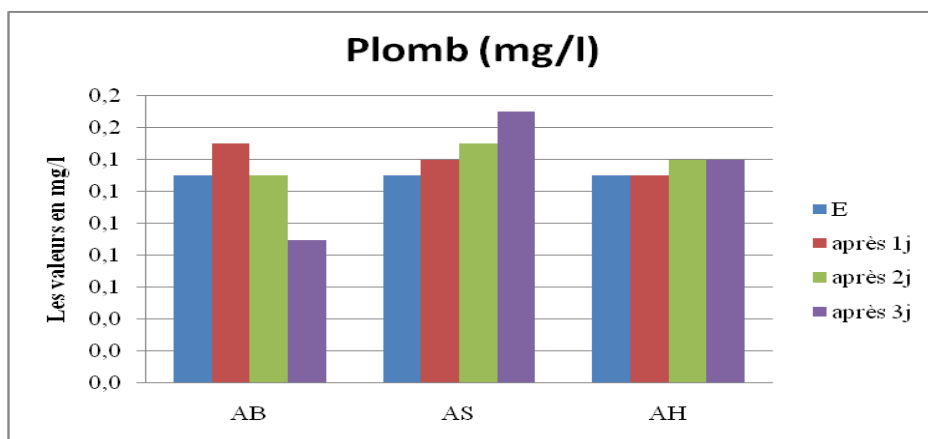
que l'eau au niveau du rejet final soit alcaline, en revanche l'eau stockée dans les lagunes pendant une durée dépasse les dix jours, avec la présence de grandes quantités de boues riches en métaux lourds ; la valeur de Plomb pour l'eau traitée est inférieure à celle trouvée dans l'eau traitée par la STEP de Sfax 0.37mg/l [99], est supérieure à celle de l'eau traitée par la STEP d'El-Oued 0.13mg/l [103]. Cette valeur trouvée répond à la norme des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens 0,5 mg/l [86] et répond aux normes nationales et internationales de la qualité des eaux destinées à l'irrigation sur l'influence à long terme 5 mg/l [86], [88].

Pour l'eau traitée par l'argile, la concentration diminuée dans le traitement par l'argile brute avec un taux d'abattement de 31% contrairement par l'argile purifiée (AS), l'augmentation est due à l'effet de pH acide, les composés de plomb sont généralement solubles dans une eau légèrement acide. Par ailleurs les valeurs enregistrées par l'argile restent inférieures aux normes algériennes et internationales pour l'irrigation.



A





### B

**Figure 52: Variation de Pb selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

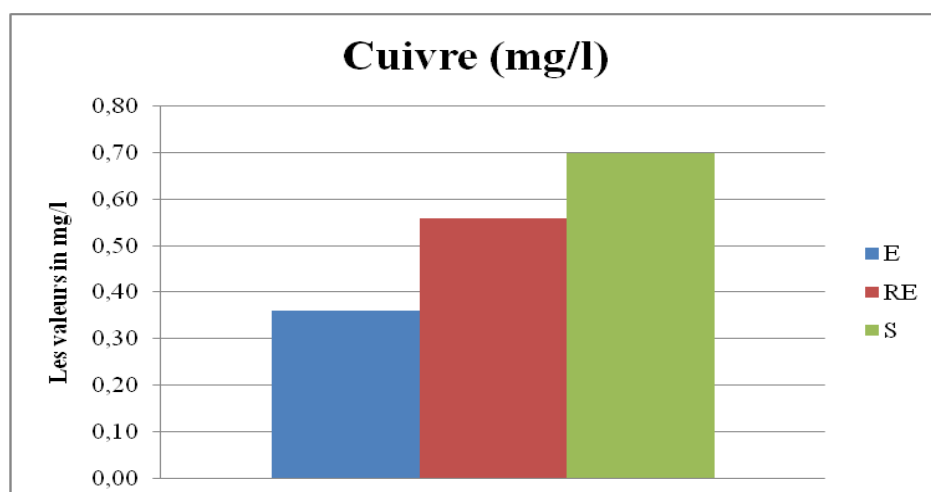
### D. Cuivre

D'après nos résultats présentés dans la figure 53, la valeur de Cuivre pour les eaux brutes est inférieure à 0.4 mg/l, cette valeur est inférieure à celle des eaux brutes de la région d'El-Oued 1.75mg/l [103], mais a été considérablement plus élevée que celles des eaux brutes entrant à la SETP d'Ismaïlia (Égypte) (0,0003 mg/L) [130] et à celles trouvées dans les effluents de l'oued Hassar (trois stations : Sidi Brahim; Hôpital psychiatrique; et Sidi Hajjaj) entre 0.016 et 0.019mg/l, [137], ainsi elle est supérieure à celle du flux eaux usées brutes urbains ( $12738 \mu\text{g/j/ha} \approx 0.08 \text{ mg/l}$ ) et d'un flux eaux usées rural ( $8186 \mu\text{g/j/ha} \approx 0.068\text{mg/l}$ ) [134]. L'augmentation de teneur en cuivre dans le cas des eaux usées est due aux rejets issus des activités industrielles de textile, de tannerie et de batteries [103].

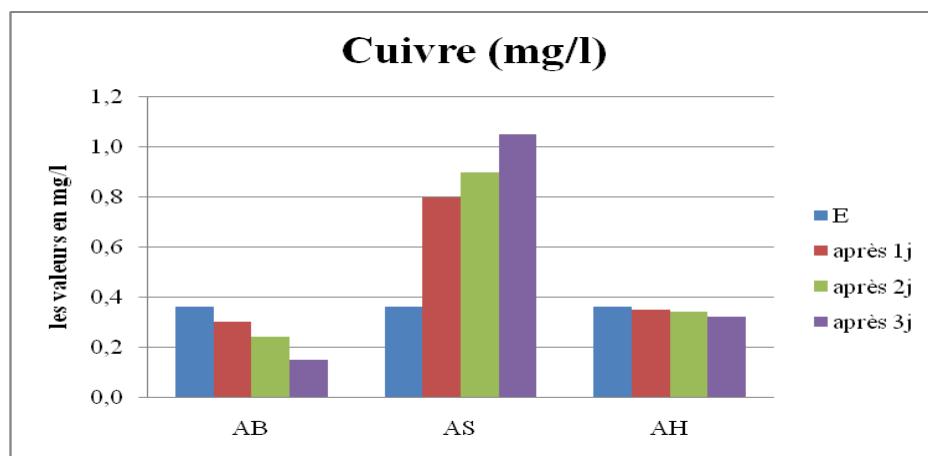
Concernant l'eau traitée par notre STEP étudiée, la concentration augmente par rapport à l'entrée elle arrive à 0.7mg/l, cette dernière est supérieure à celle des eaux traitées par la STEP d'El-Oued 0.43mg/l [103], et à l'eau traitée par la STEP de Sfax (Tunis) 0.06 mg/l [99], la concentration de Cu pour les eaux traitées est supérieure à la valeur limite spécifique des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens (0,5 mg/l) [85], en revanche elle répond à la norme algérienne des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (5 mg/l) [86].

Le traitement par l'argile brute donne une réduction de Cuivre plus élevée que l'argile purifiée (AH), avec un taux d'abattement de 58% et 31% respectivement, d'après nos résultats l'effet de l'argile est remarquable, ce est qui confirmé par une autre étude concernant l'élimination des composés organiques par des argiles locales [136]. Pour l'argile purifiée (AS) la concentration de Cuivre est plus grande que l'eau brute et l'eau traitée, la valeur élevée de Cuivre dans le traitement par l'argile purifiée (AS) due au pH de l'échantillon qui est d'un caractère acide, C'est ce qui a été observé dans l'étude d'affluent du lot pollue par des métaux lourds [128].

Les valeurs enregistrées par l'argile restent inférieures aux normes algériennes et internationales pour l'irrigation.



A



### B

**Figure 53 : Variation de Cu selon la méthode de traitement. A) traitement par lagunage, B) traitement par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.**

#### 5.1.5 Etude de la pollution bactériologique et parasitologique:

##### A. Etude de la pollution bactériologique

L'étude des paramètres bactériologiques a été portée sur la quantification des paramètres d'origine fécale : coliformes totaux (CT) coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF). L'évolution de l'abondance des bactéries étudiées au niveau de la station de traitement des eaux usées est représentée dans le tableau 18 ci-dessous.

Le choix des CF (ou coliformes thermotolérants) pour suivi bactériologique dans notre étude repose sur plusieurs avantages : la vitesse de croissance (temps d'incubation de 24h) ; la sécurité de manipulation (non pathogènes) mais aussi l'importante corrélation entre l'évolution temporelle des CF et des bactéries témoins de contamination fécale[138].

On utilise les coliformes fécaux comme indicateurs de la contamination bactérienne, puisqu'il a été démontré que l'eau contaminé par des excréments, donc contenant des coliformes fécaux, est susceptibles de comporter également des organismes pathogènes. D'autre part on utilise les coliformes fécaux comme indicateur de la qualité des eaux bruts plutôt que les coliformes totaux, puisque les premiers proviennent exclusivement des excréments, alors que les seconds, proviennent pour des lacs de villégiature, la présence de

coliformes fécaux dans l'eau est généralement liée à l'existence d'installations septiques non conformes en bordure du lac, mais un faible nombre de coliformes peut également s'expliquer par la présence d'animaux à sang chaud autour du lac [139].

**Tableau 18 : Evolution de la pollution bactériologique dans les eaux usées brutes, l'effluent traité de la STEP Kef El ddokhane, et les eaux traitées par l'argile**

	CT (U/100ml)	Rendement	CF (U/100ml)	Rendement	SF (U/ml)	Rendement
<b>Entrée</b>	$25 \times 10^4$	/	1800	/	$12.2 \times 10^4$	/
<b>La sortie</b>	$26.5 \times 10^3$	89%	200	89%	$4.95 \times 10^2$	100%
<b>L'argile brute</b>	$93 \times 10^2$	96%	92	95%	$2.45 \times 10^2$	100%

Les résultats des analyses bactériologiques à l'entrée de la station d'épuration révèlent la présence de germes indicateurs de contamination fécale. La charge moyenne en coliformes totaux (CT) est de l'ordre de  $25.10^4$  CTU/100ml, cette valeur est supérieure à celle trouvée dans les eaux brutes de la ville de Ouargla  $150$  CTU/100ml [109], en revanche elles sont inférieures à celle des eaux brutes de la ville d'Al- Hoceima, Maroc  $2,3 \cdot 10^6$  CTU/100ml [87]. Concernant les eaux brutes d'après nos résultats, la charge des coliformes totaux diminue à  $26,5 \cdot 10^3$  CTU/100ml, avec un taux d'élimination de 89%, cette valeur reste supérieure à celle des eaux traitées par la STEP de la ville de Ouargla  $93$  CTU/100ml [109], à celle de la station d'épuration de la ville d'Errachidia – Maroc  $450$  UFC/100 ml [82] et à celle des eaux traitées par un processus de Boues Activées de la ville d'Al- Hoceima, Maroc  $230$  CTU/100 [87]. En ce qui concerne les résultats de traitement par l'argile brute, la valeur des coliformes totaux diminue à  $9300$  CTU/100ml avec un rendement de 96%, ce dernier plus élevé que ceux de la STEP de Kef Doukhane et similaire avec le rendement de la STEP de STEP 01 Kouinine (El-Oued) [103].

Pour les coliformes fécaux (CF) les valeurs moyennes des eaux brutes entrant à notre STEP étudiés sont  $1800$  CFU/100ml, cette dernière inférieure à celle des eaux entrant à la STEP 01 Kouinine

aérées  $12,2 \cdot 10^7$  CFU/100ml [103], à celle de Oujda (Maroc)  $3 \cdot 10^7$  UFC/100 ml [40], à celle trouvée dans d'autres études du processus de lagunage aéré à ceux trouvées à Taourirt (Maroc)  $9,5 \cdot 10^7$  UFC/100 ml [141], à ceux trouvés dans une autre étude à Touggourt (Algérie)  $1,88 \cdot 10^5$  UFC/100 ml [142] et à celle de la ville d'Al- Hoceima, Maroc  $2,7 \cdot 10^6$  CTU/100ml [87].

Par ailleurs la valeur des coliformes fécaux pour les eaux brutes est de l'ordre de 200 CFU/100ml, avec un pourcentage d'élimination de 89%, ce dernier inférieur au rendement trouvé par la STEP d'El Oued 96,92% [103]. La valeur enregistrée au niveau du rejet final est similaire avec la valeur trouvée dans les eaux traitées par un processus de Boues Activées de la ville d'Al- Hoceima, Maroc 230 CFU/100 [87] et elle est moins que la valeur des eaux traitées par la STEP de la ville d'Errachidia – Maroc lagunage aéré 299 UFC/100 ml et la valeur des eaux traitées par la STEP d'El Oued 500,62 UFC/100 ml [103]. Cette valeur enregistrée nous a conduit à une culture de la classe B, (coliformes  $\leq 250/100$  ml) [86], ainsi que le traitement par l'argile brute réduit la charge des coliformes fécaux avec un rendement de 95%, qui nous a conduit vers une culture de la classe A, coliformes  $\leq 100/100$  ml [86].

L'élimination des coliformes fécaux dans le lagunage est due à la combinaison de plusieurs conditions qui leur sont défavorables. La température du milieu a une action directe sur la survie des microorganismes [143] ainsi que la vitesse d'élimination des bactéries augmente avec la température (l'augmentation de leur activité métabolique) et le facteur oxygène dissous pourrait revêtir également une importance quant à l'effet sur la viabilité des bactéries dans l'eau [144], [145].

Ainsi que le rayonnement UV peut avoir une action directe sur l'élimination des germes indicateurs par leur action photochimique, induisant des dommages dans le matériel génétique des cellules et empêchant ainsi leur reproduction [13]. Et autres [146], [147]

rapportent que des valeurs de pH à des valeurs supérieures à 8 favorisent la disparition des coliformes fécaux.

Le nombre des streptocoques est assez élevé dans les eaux brutes  $12.2.10^4$  SFU/100ml, qui est plus élevé que la valeur trouvée dans les eaux entrant à la STEP de El-Oeud  $11,2.10^2$  SFU/100 ml [103] . Pour les eaux épurées le nombre est diminué à 495 SFU/100 ml sous l'effet du traitement, avec un rendement d'environ 100 %. Concernant le traitement par l'argile le nombre de streptocoques fécaux diminue à 245 SFU/100ml , l'effet de l'argile est très efficace et mieux celui de la STEP.

Le nombre des streptocoques dans l'eau est lié à la concentration de la matière fécale dans cette eau [103]. Ces bactéries sont très sensibles aux variations physicochimiques du milieu et indiquent, souvent une contamination récente de ce milieu[148].

#### B. Etude de la pollution parasitologique

Il est important de dénombrer les nématodes dans une eau traitée destinée à l'irrigation. La norme algérienne fixe leur valeur de non-existant (absence) à moins de 1 œufs/l selon les groupes de cultures à irriguer avec les eaux usées épurées.

**Tableau 19: Evolution de la pollution parasitologique dans les eaux usées brutes, l'effluent traité de la STEP Kef El oukhane, et les eaux traitées par l'argile**

	Entrée (œufs/l )	La sortie	L'argile brute
<b>Décembre 2018</b>	0,03	Absence	Absence
<b>Janvier 2019</b>	0,24	Absence	Absence
<b>Février 2019</b>	0,12	Absence	Absence

De nos résultats (tableau 19) on a constaté l'absence des œufs des nématodes par contre leur nombre varie entre 0.03 et 0.24 œufs/l dans les eaux brutes , la variation des œufs est due à la quantité de l'eau entrant à la STEP de Kef Eddouken, nous remarquons aussi que leur nombre n'est pas élevé, on peut le justifier par l'effet de certains produits chimiques (le rejet des laboratoires des analyses des eaux et

des hôpitaux,... ), y compris l'hydroxyde d'ammonium qui tue les œufs pendant 3 jours [149].

De nombreux facteurs physiques et chimiques ont une influence directe sur les œufs des nématodes. La valeur optimale de température est entre 16 et 34 °C pour le développement des œufs et il est plus rapide lorsque la température augmente [150]. Il a le plus haut à 31°C, et une température inférieure à 15 °C était incompatible et fatale [151]. C'est ce qui a expliqué leur absence en hiver où la température est inférieure à 15°C. L'OMS indique qu'une température de 37.8°C pendant 15 jours tue les larves et les œufs pendant 8 jours [149].

Une autre recherche montre que la sédimentation est le processus le plus efficace pour l'élimination des œufs de nématodes [152] trouvent que l'élimination optimale de ces œufs se fait dans les deux heures. Le pourcentage d'élimination des œufs de nématodes dans les étangs des lagunes était associé au temps de séjours et il est très élevé dans les STEP qui contiennent de nombreux bassins [153].

D'après nos résultats et selon la norme algérienne d'irrigation, la qualité parasitologique des eaux traitée par la STEP nous permet de réutiliser ces eaux pour un groupe de culture de classe B par considération des résultats de coliforme ; pour le traitement de l'argile les eaux traitées qui peuvent être réutilisées à l'irrigation d'un groupe de culture de classe A.

### 5.1.6 Analyse statistique

Les tableaux de 34 à 39 (présentés dans l'annexe) reflètent les corrélations entre 29 paramètres des effluents bruts et influents traités, les valeurs supérieures à 0.5 sont représentés en gras, on constate qu'il existe en général :

- Concernant les eaux brutes :

Une corrélation hautement positive entre les trois paramètres suivants (pH, conductivité électrique et la température) et turbidité,

MES, DBO,  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ; o'u le coefficient  $R^2$  compris entre 0.6 et 0.99.

Un coefficient  $R^2=1$  entre (MES, Tur), (DBO, CE), ( $\text{Na}^+$ , Sl), ( $\text{Mg}^+$ , Tur), ( $\text{Mg}^+$ , MES), ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ), ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$ ) et (TH,  $\text{PO}_4^{-3}$ ).

Aucune corrélation entre les éléments de la pollution azotique et phosphorique et une corrélation négative et significative entre l'oxygène dissous et les nitrates, les nitrites, l'azote ammoniacal, expliquée par la consommation de l'oxygène dans la dégradation de la matière organique dans les eaux courantes.

Concernant les la pollution des métaux lords étudiés une forte corrélation enregistrée entre le Fe et Pb, Cu. Contrairement le Zn le  $R^2$  prend des valeurs négatives.

Pour la pollution bactériologique un coefficient de corrélation de 0.98 entre les CT et SF ce qui est tout à fait normal dans les eaux polluées par les matières organiques [154].

#### - Concentration les eaux traitées

La même remarque de eaux brutes une corrélation hautement positive entre les trois paramètres suivants (pH, conductivité électrique et la température) et Tur, Sl, MES, DBO, DCO,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ; ou le coefficient  $R^2$  compris entre 0.52 et 1. Ainsi que et une corrélation négative entre les TH et les autre paramètres sauf que oxygène dissous, la turbidité et la MES; et autre corrélation négative significative entre l'oxygène dissous et les nitrates, les nitrites, l'azote ammoniacal, le phosphate, DCO et DBO interprétée par la consommation de l'oxygène la dégradation et la transformation de la matière organique.

La corrélation de métaux lords est très forte entre le Zn et Pb, Fe par contre elle est de (-0.81) avec le Cu.



Une corrélation très forte entre les paramètres bactériologiques étudiés due à la présence de la matière organique dans les eaux traitées (la présence des algues).

## 5.2 ETUDE DE L'ARGILE BRUTE UTILISEE ET ESSAI DE L'ADSORPTION

### 5.2.1 Caractéristiques de l'argile brute

#### A. L'étude granulométrique et la détermination de limites d'Atterberg

A partir des analyses granulométriques par tamisage à sec après lavage et par sédimentation nous avons réalisé le graphe présenté dans la figure 54 qui montrent que notre argile est constituée de 1% de sable fin, 29% de limon et 70% d'argile. En revanche les essais suivants : la détermination de la teneur en eau, l'essai au bleu de méthylène et la détermination des limites d'Atterberg donne une limite de liquidité de 93.24% et une limite de plasticité de 35.2°% avec un indice de plasticité de 58.04% ; ces résultats nous ont permis à la fin d'établir l'abaque de Casagrande qui classe notre argile comme un argile très plastique (figure 55).

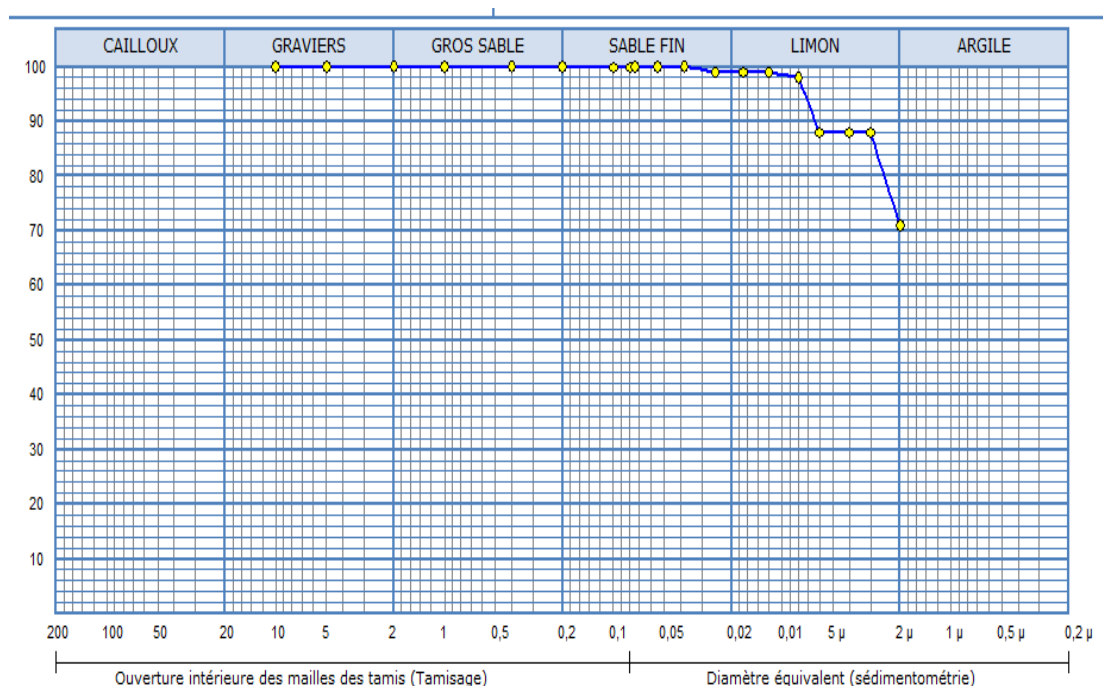
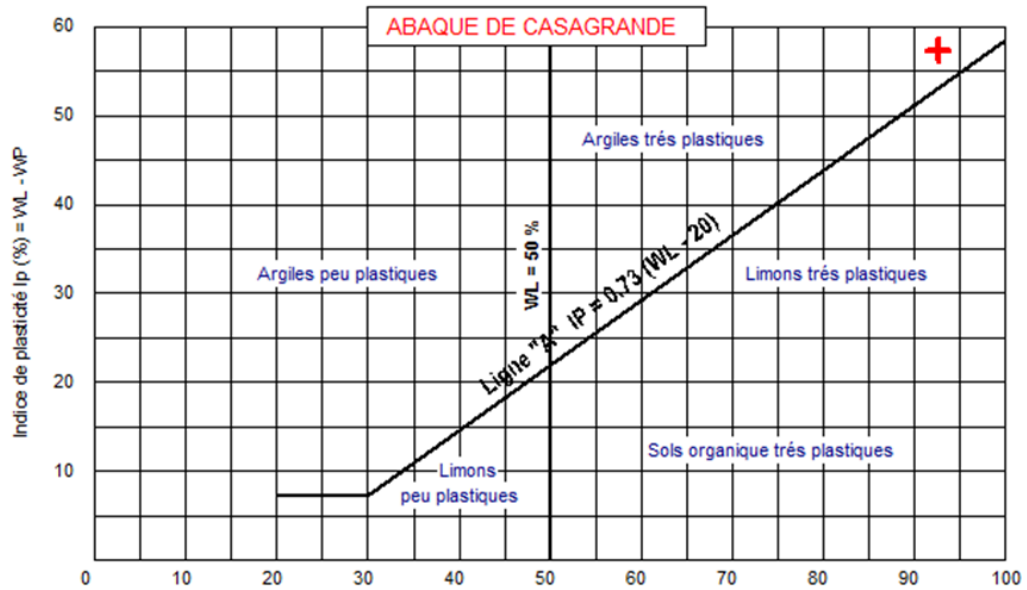


Figure 54. Distribution granulométrique de l'argile brute



**Figure 55. Résultat des limites d'Atterberg de l'argile brute**

Le tableau 20 montre les résultats de l'analyse physico-chimique de l'argile brute utilisée dans cette étude. Notre étude consacré à étudier les paramètres suivants : la surface spécifique total, l'insolubles, les carbonates, les sulfates, les chlorures, le pH, la densité relative, la masse volumique apparente et absolue.

**Tableau 20 : Composition chimique de l'argile brute exprimée en pourcentage massique.**

PH	8,04
La masse volumique absolue ( $\rho_{ab}$ ) kg/m <sup>3</sup>	1172
La masse volumique apparente ( $\rho_{ap}$ ) kg/m <sup>3</sup>	1163
La densité relative (Dr)	2
La porosité (%)	17
La surface spécifique totale (m <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )	180
Insoluble (%)	80,9
SO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> (%)	0,795
CaCO <sub>3</sub> (%)	16
Cl <sup>-</sup> (%)	0,115
NaCl <sup>-</sup> (%)	188

## B. Caractérisation de l'argile par diffraction des rayons x

La figure 56 montre les diffractogrammes de l'échantillon d'argile brute utilisé dans notre étude. Les spectres obtenus indiquent que cette argile est bien cristallisée et les pics sont étroits et rectilignes. Les diagrammes de diffraction des rayons X de la figure 55 montrent que l'échantillon est dominé par le quartz [ $\text{SiO}_2$ ] et l'halloysite [ $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ]. Comme le montre la figure 55, le quartz et l'halloysite présentent un pic net à  $2\theta$  de  $20^\circ$  et de  $27.5^\circ$  respectivement, l'augmentation de l'intensité du pic correspondant au quartz due à la diminution du pic d'halloysite [155].

Nous pouvons ainsi noter que l'argile présente un pic caractéristique correspond à un angle  $2\theta$  de  $12.5^\circ$ . Cette valeur est proche de celles obtenues dans d'autres travaux réalisés sur la bentonite [73].

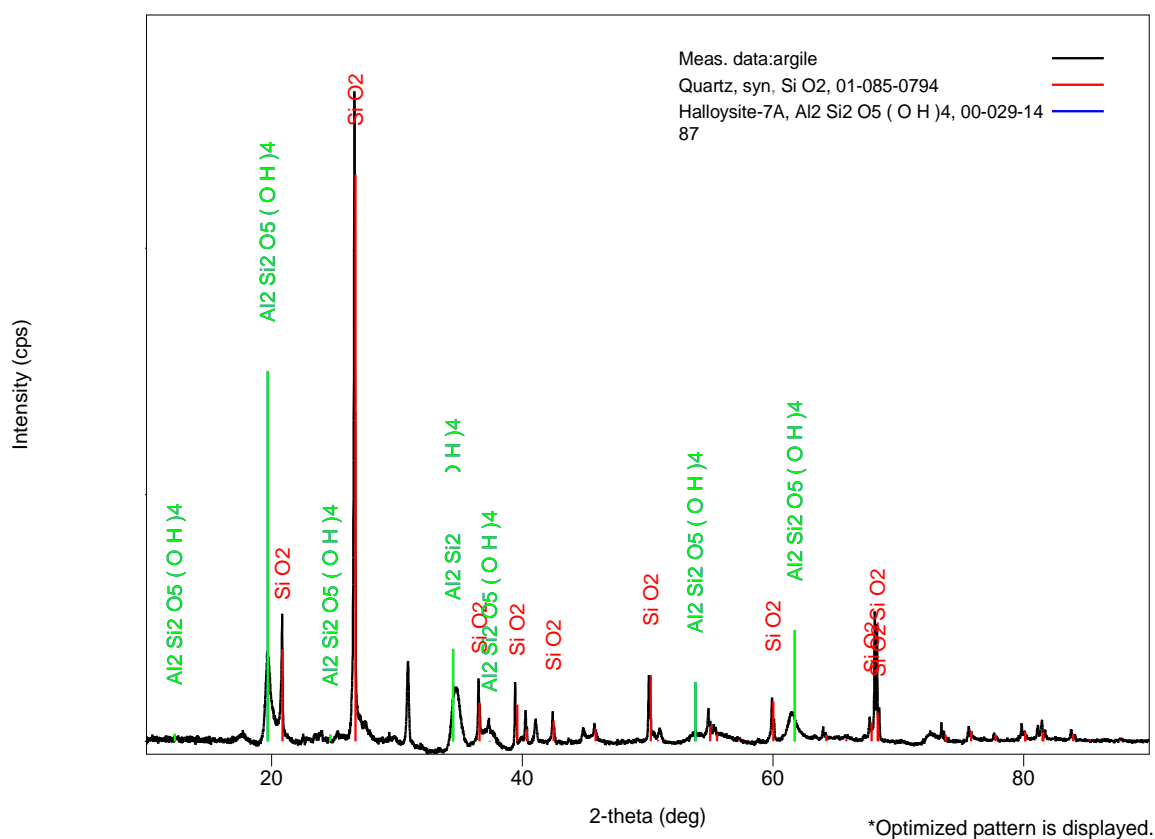


Figure 56: Diffractogramme DRX de l'argile brute

---

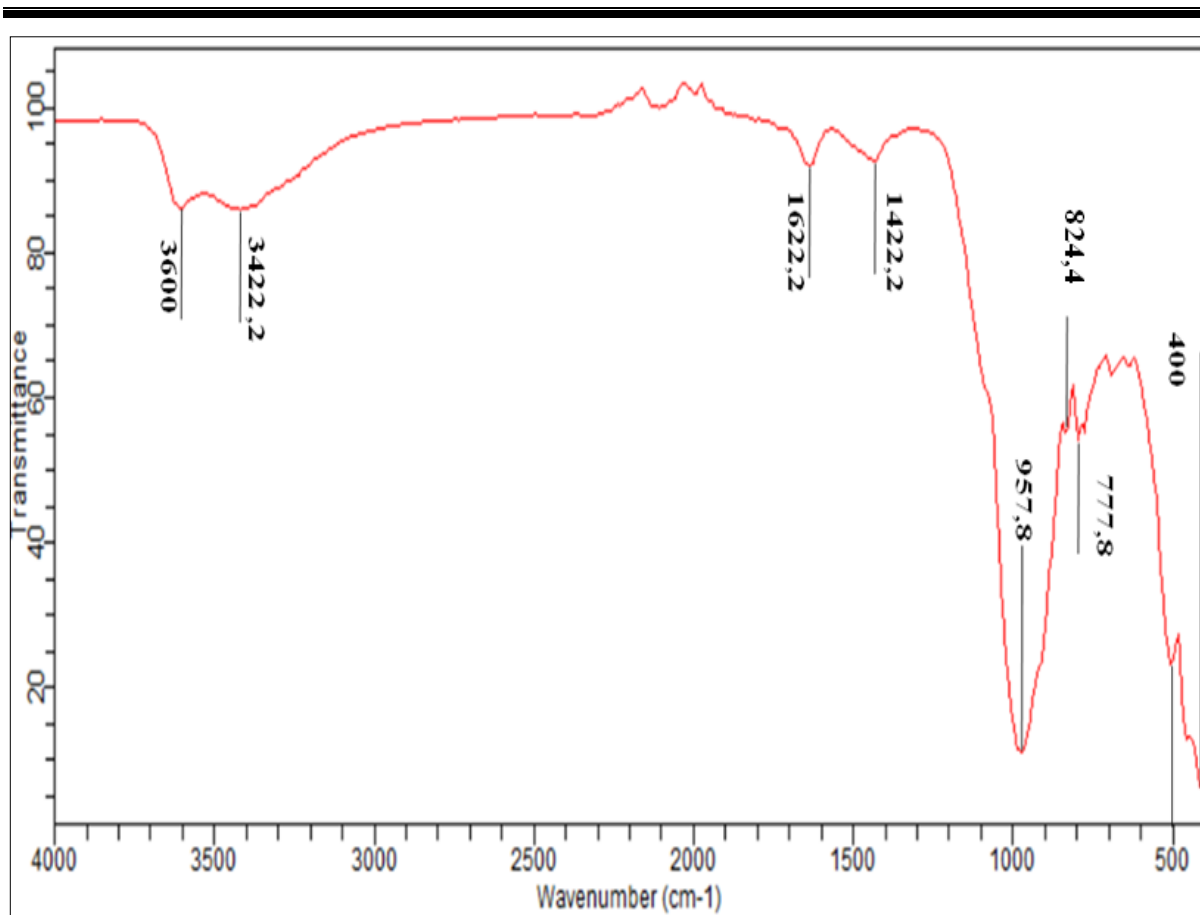
### C. Caractérisation de l'argile par infra rouge (IR)

L'examen des spectres IR nous permet de distinguer les principales bandes d'adsorption ainsi les modes de vibration. Les principales liaisons qui peuvent être existées sont les liaisons O-H et Si-O. Les spectres obtenus sont illustrés par la figure 57.

La bande qui étale entre 1577 et 1700  $\text{cm}^{-1}$  peut être attribuée aux vibrations de valence du groupement OH de l'eau de constitution ainsi que les vibrations de liaison de l'eau adsorbée située à 1622,2  $\text{cm}^{-1}$ .

La bande étale entre 3300 et 3700  $\text{cm}^{-1}$  correspond aux vibrations d'élongation des groupements OH (Al-OH-Al) et le pic d'absorption intense à 3600  $\text{cm}^{-1}$ . Les bandes situées entre 500 et 1500  $\text{cm}^{-1}$  correspondent aux vibrations de déformation, la bande observée entre 924,6 et 1177,8  $\text{cm}^{-1}$  correspond aux vibrations de déformation de liaison Si-O-Si.

La bande d'absorption à 777,8  $\text{cm}^{-1}$  peuvent correspondre au Quartz [156]. Les bandes situées entre 400 et 500  $\text{cm}^{-1}$  attribuées aux vibrations de déformation des liaisons de Si-O ou Si-OH, même le pic à 666,7  $\text{cm}^{-1}$  pourrait être interprété par les vibrations de déformation des OH [157].



**Figure 57: Spectre Infrarouge de l'argile brute**

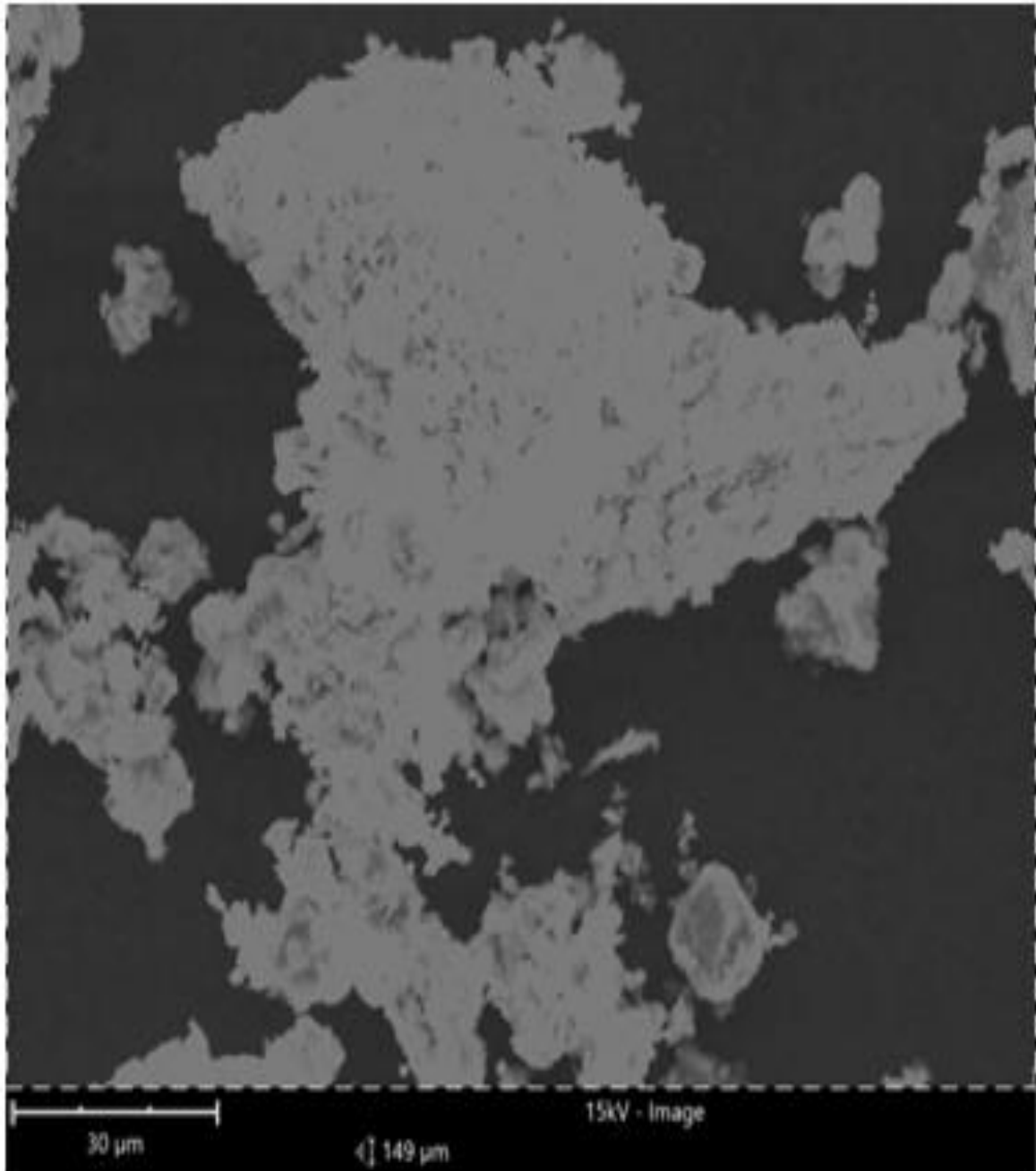
#### **A. Caractérisation de l'argile par microscopie à balayage (MEB)**

La microscopie à balayage permet d'observer la texture de l'échantillon argileux et de caractériser des assemblages minéralogiques. Les images obtenues par la microscopie électronique à balayage avec des agrandissements différents effectués sur une poudre fine d'argile brute sont représentées sur les figures (58.A, 58.B).

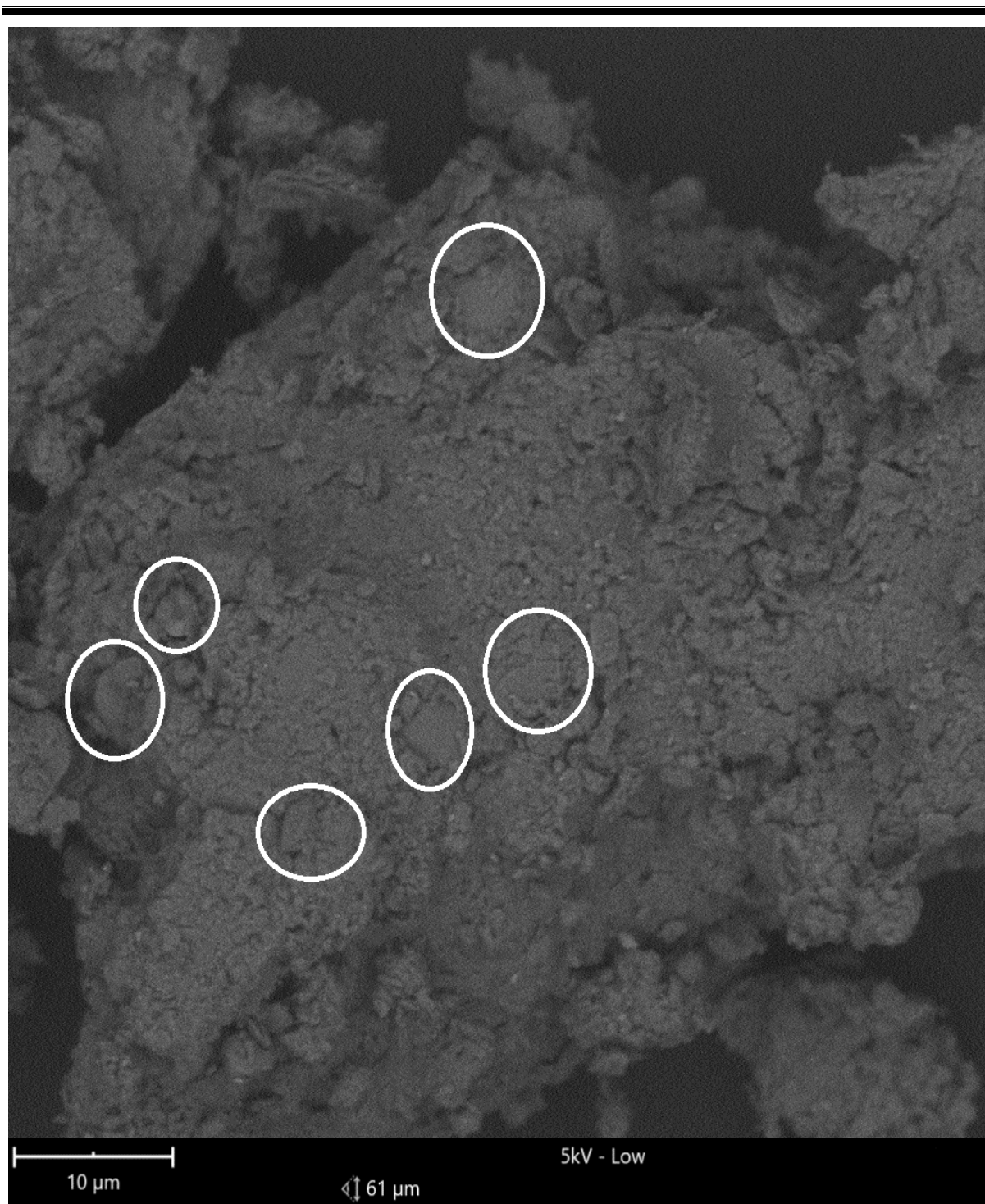
L'observation de notre argile brute par microscope électronique à balayage met en évidence des particules sous forme des grains de petite taille caractérisent le Quartz [157] en accord avec ce que nous avons obtenu en DRX, il n'y a aucun doute sur la présence de Quartz dans l'échantillon (indiqué en cercle sur la figure 58.B), ainsi qu'une présence importante de micropores (Fig 58.A)

Les résultats de l'analyse par EDX indiqués sur la figure 59 montrent que l'argile possède un pourcentage élevé en oxygène 55.6%, silicium 13.1 % et

en  $\text{SiO}_2$  qui est de 46,8%, suivi par brome, calcium et carbone respectivement (tableau 21).

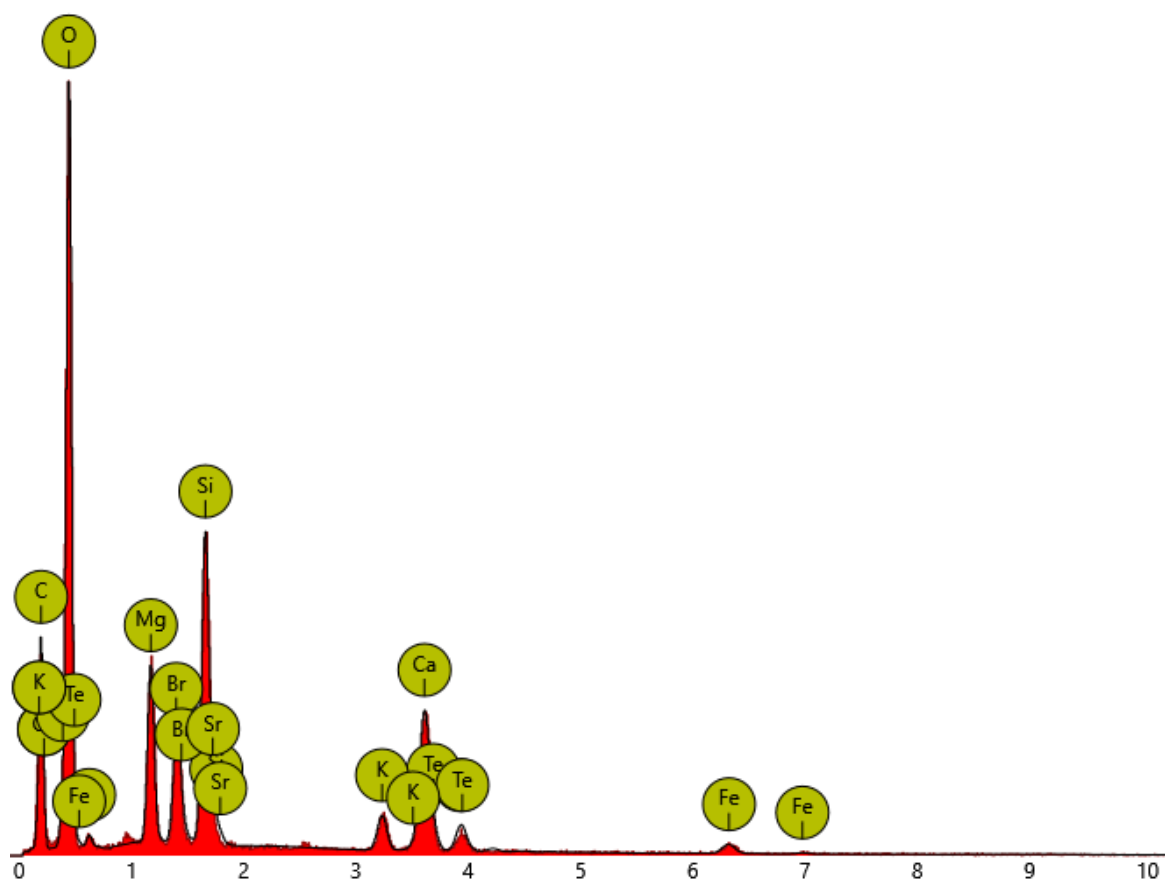


A



**B**

**Figure 58: Images MEB de l'argile brute**



**Figure 59 : Spectre des éléments présents sur la surface externe de l'argile brute par EDX (énergie des rayons).**

**Tableau 21. Concentration des éléments présents sur l'argile brute**

Élément	O	Si	Br	Sr	Fe	Mg	C	Ca	Te	K	SiO <sub>2</sub>
Concentration (%)	55,6	13,1	10,0	2,5	3,4	3,2	6,3	4,6	2,5	4,0	46,8

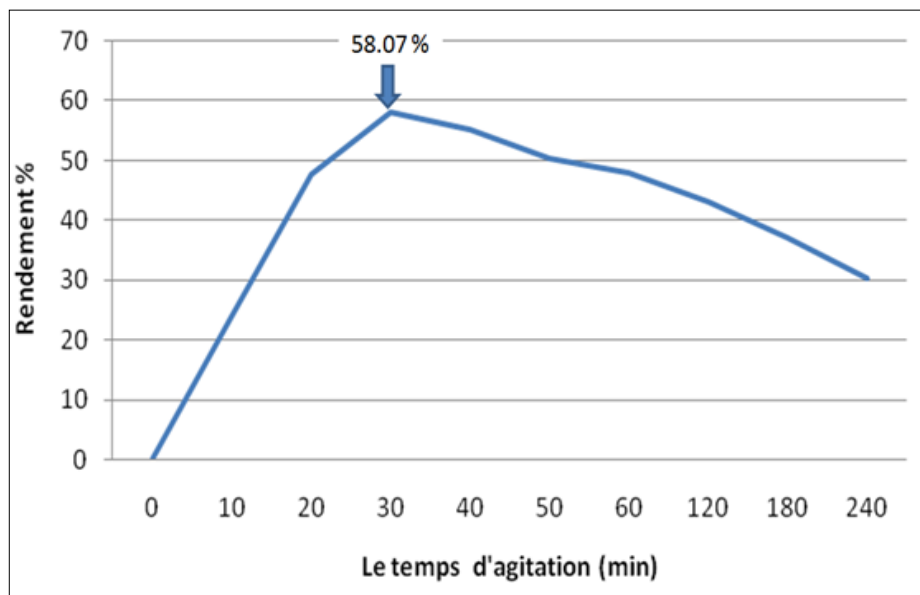
## 5.2.2 Essai de l'adsorption

### A. Cinétique d'adsorption de Zinc

Nous avons suivi l'évolution d'élimination de zinc en fonction du temps de contact (0 à 4 heures) pour les solutions d'eaux distillées contenant initialement 5 mg/L de zinc. La dose de l'argile introduit est



de 1g/100ml. D'après les résultats obtenus le rendement d'élimination du zinc varie avec le temps d'agitation. On obtient maximum d'efficacité (58.07%) au bout de 30min.



**Figure 60: Cinétique d'adsorption du zinc (5mg/l) sur l'argile de El Menia**

#### a. Cinétique de pseudo-second ordre

L'ordre de la réaction est un paramètre très important dans cette étude, la figure 61 montre l'application du modèle de cinétique de pseudo-second ordre aux résultats obtenus pour l'adsorption du zinc par l'argile brute. Le pseudo-second ordre exprimé par l'équation [158]:

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2 \quad (23)$$

Après intégration entre  $t = 0$  et  $t$ , d'une part, et  $q_t = 0$  et  $q_t$ , on obtient la forme linéaire :

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{kq_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (24)$$

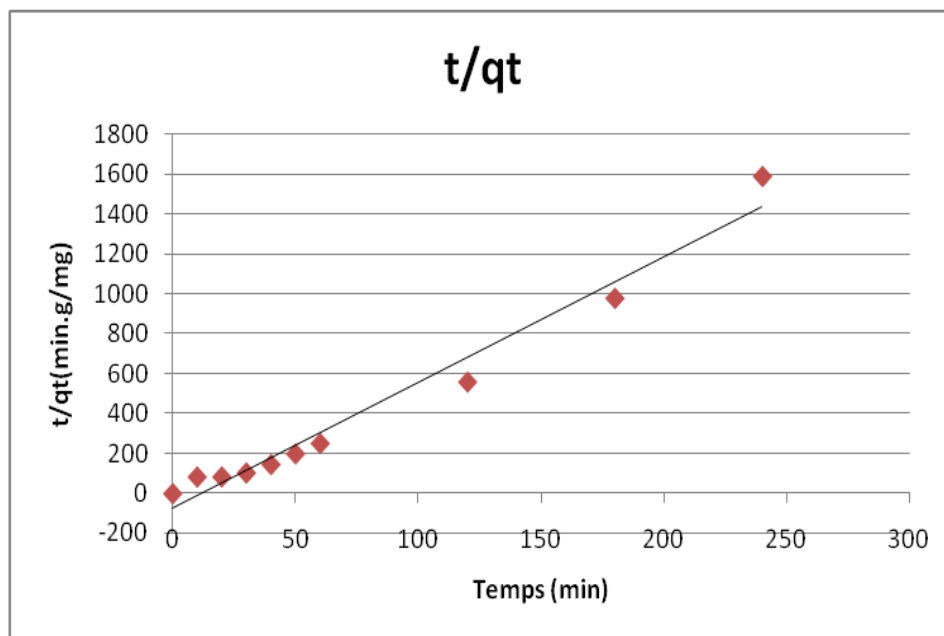
Les constantes peuvent être déterminées en traçant la droite  $\frac{1}{q_t} v. t$

Avec  $q_t$  et  $q_e$  : les quantités adsorbées aux temps  $t$  et à l'équilibre ;  $k$  : constante de vitesse du processus d'adsorption de

pseudo-second ordre. Les valeurs de quantité adsorbée  $q_e$ , le constante de pseudo-second ordre  $k$  et le coefficient de régression  $R^2$  sont données sur le tableau 22. Les autres modèles cinétiques étudiés (premier ordre, pseudo-premier ordre et seconde ordre) ne sont pas validés pour cette étude car ils présentent des coefficients de corrélation trop faibles (les résultats de ces trois modèles cinétiques ne sont pas présentés dans l'article). Au vu de ces résultats, il apparaît que la quantité fixée à l'équilibre  $q_e$  (0.2 mg/g) est proche des valeurs retrouvées expérimentalement et la valeur de  $R^2$  est très élevée est de l'ordre de 0,97. Ces constatations nous amènent à penser que le processus d'adsorption suit bien le modèle de pseudo-second ordre.

**Tableau 22: Constantes de la cinétique de l'adsorption de zinc l'argile d'El Menia**

pseudo-second ordre			
$C_0$ (mg/L)	$K$ ( $\text{g} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$ )	$q_e$ (mg/g)	$R^2$
5	0.27	0.2	0.97

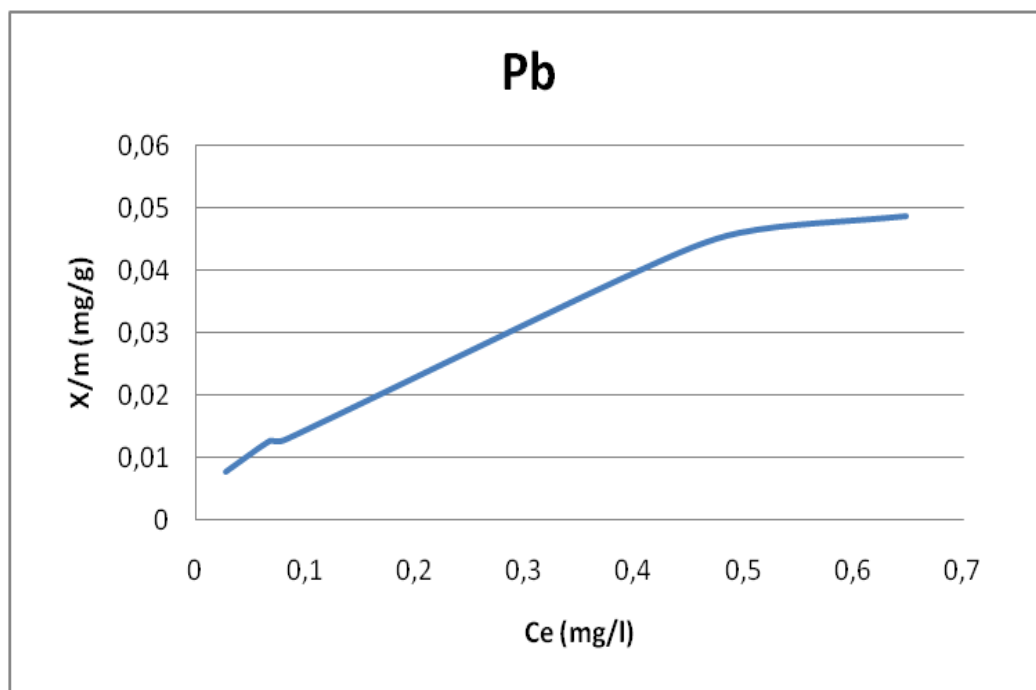


**Figure 61. Détermination de constante de vitesse du pseudo seconde ordre de l'adsorption de zinc par l'argile d'El Menia**

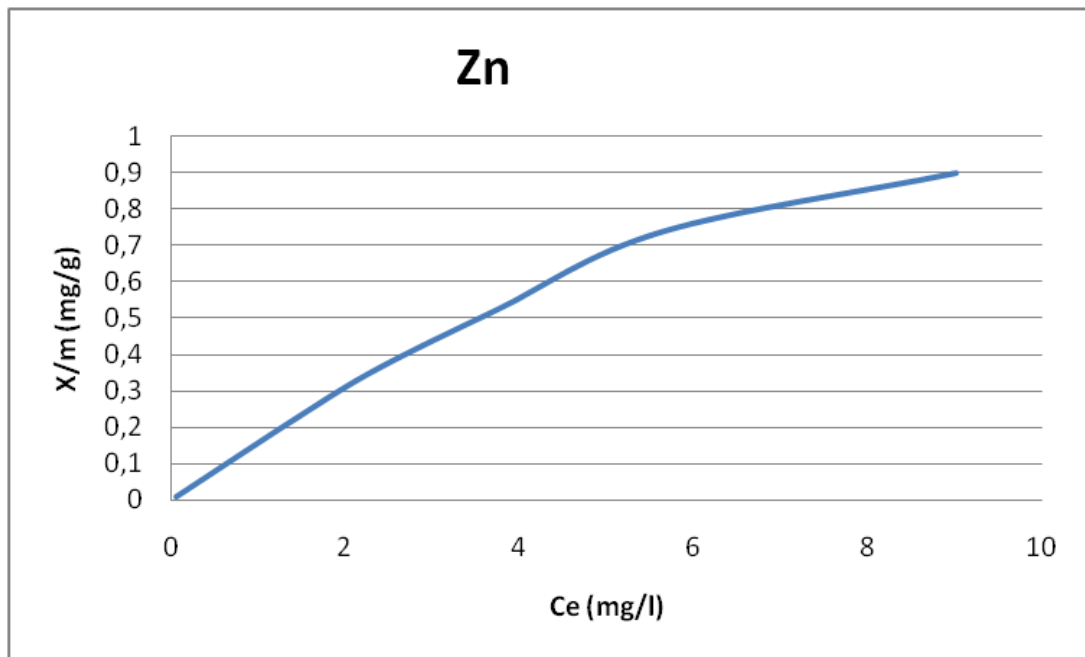
## B. Isothermes d'adsorption du zinc et de plomb

Les essais d'élimination du zinc et de plomb ont été effectués on utilise la solution mère de sulfate de zinc et le plomb pendant 30min avec une dose de l'argile brute introduit est de 1g/100ml.

Sur la figure 62 est portée la quantité adsorbée en fonction de la concentration à l'équilibre. Les résultats signifient que pour les concentrations initiales inférieures à 18 mg/l et 0.8mg/l pour le zinc et le plomb respectivement les rendements d'élimination sont supérieurs à 50 % ainsi que la capacité d'adsorption de plomb est plus que celle de zinc.



A



B

**Figure 62 : A. Isotherme d'adsorption de plomb (Pb)/ B. Isotherme d'adsorption du zinc(Zn) par l'argile bute**

**a) Application des modèles des isothermes d'adsorption**

Nous avons adopté les modèles classiques des isothermes d'adsorption de Langmuir et Freundlich ; qui permettent par régression linéaires d'obtenir les valeurs des constantes ( $q_m$ ,  $K$ ,  $1/n$ ,  $K_L$ ,  $q_e$ )

L'exploitation des résultats selon les lois de Freundlich et de Langmuir est présentée dans les figures 63 (A et B). Ces lois s'expriment par [159] :

Lois de Freundlich :

$$\text{Log } q_e = \text{log}K + \frac{1}{n} \text{log } C_e \quad (25)$$

Lois de Langmuir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{(K_L \cdot q_m)} \quad (26)$$

Avec :

$C_e$  : la concentration à l'équilibre (mg/l)

$q_e$  : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g)

$q_m$  : est la capacité ultime d'adsorption (mg/g)

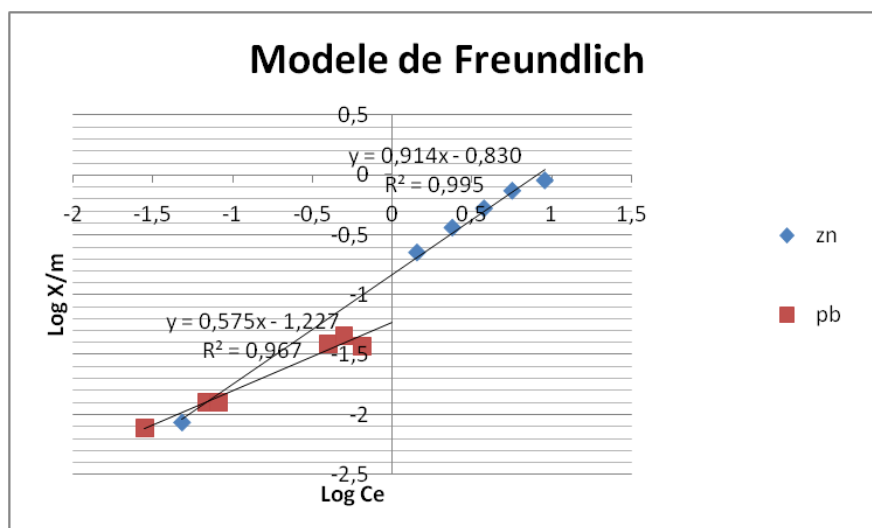
$k, K_L$  et  $n$  : sont des constantes d'adsorption

La figure 63 présente l'application de modèle de Freundlich et Langmuir pour l'adsorption de zinc et le plomb par l'argile brute d'El Menia ; le tableau 23 récapitule les paramètres calculés par les deux modèles ainsi que le coefficient de corrélation  $R^2$ . En se basant sur ce dernier on constate que le modèle de Freundlich donne des bons résultats où les valeurs de coefficient  $R^2$  est de 0.967 pour le plomb et de 0.995 pour le zinc cette résultat est similaire avec celle trouvée dans une étude concernant l'élimination de la pollution du zinc par la bentonite de Mostaganem[135].

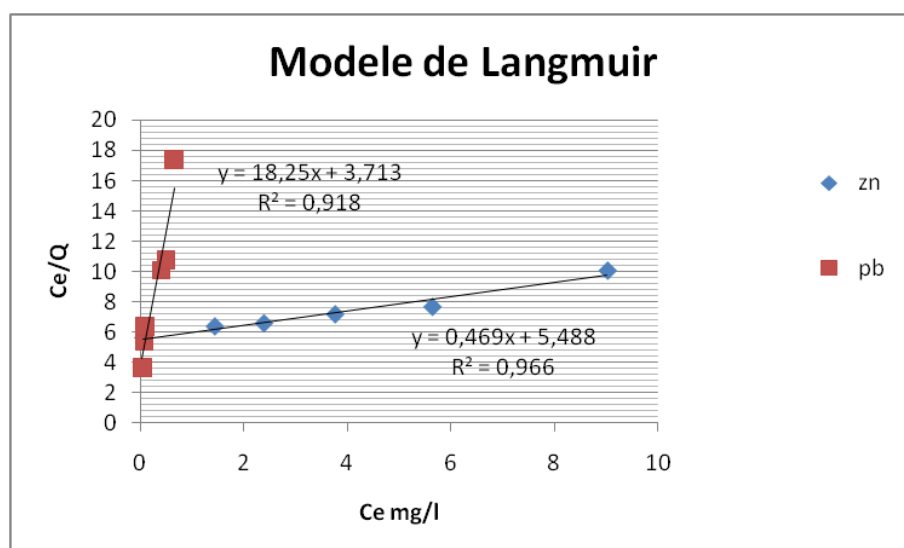
La valeur de  $n$  obtenue et qui est supérieure à 1 montre que l'argile étudiée est un excellent adsorbant pour l'ion de zinc et le plomb. D'après les valeurs de  $1/n$ , on remarque que ce paramètre pour les deux métaux est inférieur à 1 suggère que l'isotherme est convexe de type L [79]. Concernant le modèle de Langmuir nous remarquons d'après la figure 62 que la courbe de variation est linéaire, elle montre une bonne concordance. En effet Les coefficients de corrélation trouvés sont supérieurs à 0,9. Ce qui confirme que l'adsorption de  $Pb^{2+}$  et de  $Zn^{+2}$  répond au modèle de l'isotherme de Langmuir.

**Tableau 23: Paramètres des isothermes de Freundlich et de Langmuir**

Adsorbat	modèle de Langmuir			modèle de Freundlich		
	$q_m$ (mg/g)	$K_L$ (L/mg)	$R^2$	$1/n$	$K$	$R^2$
$Zn^{+2}$	2,132	0,085	0,96	0,914	0.15	0,995
$Pb^{+2}$	0,055	4,915	0,918	0,575	0.06	0,967



A



B

**Figure 63 : A/Modèle de Freundlich pour l'adsorption du zinc et de plomb par l'argile.  
B/ Modèle de Langmuir pour l'adsorption du zinc et de plomb par l'argile.**

### **5.3 DESCRIPTION DE MODELE DE SYSTEME D'EPURATION PAR L'ARGILE A PRECONISER EN ZONE RURALE.**

A partir des résultats obtenus par le traitement par argile brute après trois jours, où la qualité d'eau traitée répond aux normes algérienne et international d'irrigation et puisque notre région est aride, vaste et la plus part des habitants possèdent des maisons individuelles avec des jardins pour pratiquer leurs activités agricoles

qui repose principalement sur la culture du palmier dattier et des cultures sous-jacentes, associée à l'élevage extensif de volailles et de bétail et qui utilisent les eaux souterraines à leurs activités [160]. Donc la nature du climat, la pollution de l'eau et la rareté des eaux souterraines nous ont incités à rechercher des solutions permettant de réduire l'utilisation de l'eau souterraine par les agriculteurs à l'irrigation.

Parmi les communes on mentionne: Metlili, El Atteuf, Mansoura, Sebseb, El goulia, Dayte ben dahwa... Donc l'idée de traiter l'eau usée domestique au niveau de leurs maisons sans besoin à une station d'épuration de très chère coûte c'est une solution pour diminuer l'utilisation de la nappe phréatique comme source d'irrigation et d'autre pour protéger l'environnement et les eaux sous terrains contre la pollution

car les eaux usées des communes précédentes rejetées directement dans le milieu récepteur (l'environnement) sans traitement préalable et ce c'est causé des problèmes sanitaires ( des maladies) et environnementaux (la pollution de sol et surtout la nappe phréatique qui ne présente que 2.53% de l'eau de planète).

La figure 64 c'est un schéma présente la procédure de traitement par l'argile, cette méthode de traitement demande une superficie de 6 m<sup>2</sup> pour la construction de 4 comportements d'une façon assurée un écoulement gravitaire avec une pente de 27 %.

### 5.3.1 Caractéristique des comportements

Comportement N° 1 :

- Occupé une superficie de 1m<sup>2</sup>(1 m × 1m )
- Réalisé pour fixer le volume d'eau usée destiné au traitement

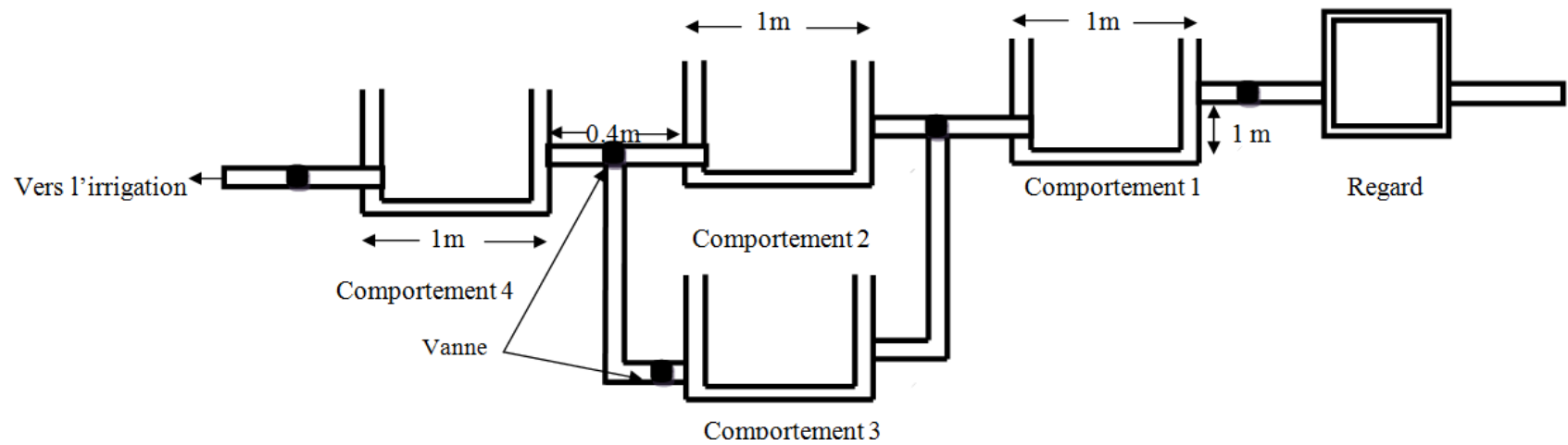
Comportement N° 2 et N° 3 : Sont les chambres de traitement qui caractérisés par :

- Occupé une superficie de  $1\text{m}^2(1\text{ m} \times 1\text{m} )$
- Eloigné par une distance de 0.4 m
- Le temps de séjours 3j
- La quantité de l'argile nécessaire est 1Kg/100L pour 10 jours.
- Produit un volume d'eau traité de  $1\text{m}^3$  pendant 3 jours.

Comportement N° 4 :

- Réalisé pour stoker l'eau traitée pendant 1 jour pour décanter la matière en suspension
- Espacé par rapport le deuxième comportement par une distance de 0.4m.
- Occupé une surface de  $1\text{m}^2(1\text{ m} \times 1\text{m} )$ .





**Figure 64 : Modèle de système d'épuration par l'argile à préconiser en zone rurale.**

CONCLUSION

---

L'étude a été effectuée en premier lieu à fin de caractériser les effluents bruts et traités par lagunage naturel au niveau de la station d'épuration de Kef Eddoukhen à la région d'El atteuf qui s'adapte bien avec la région de Ghardaïa, il est convenable aux fortes variations de la charge hydraulique.

Le suivi a concerné les paramètres physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques pour autoriser ou déconseiller la réutilisation des eaux traitées par cette STEP à l'irrigation.

Les résultats d'analyse des eaux usées urbaines montrent l'existence d'une pollution caractérisée par une forte charge organique et bactérienne et nous a fait conclure que les eaux entrant à la station ne sont pas des eaux usées domestiques, c'est un mélange d'eau urbaine et industrielle.

La station de Kef Eddoukhen a considérablement réduit les différents types de pollution grâce à ses performances épuratoires. Les réductions de la DCO et la DBO<sub>5</sub> sont respectivement (33 % et 42 %), mais la concentration de DBO<sub>5</sub> reste supérieure à la norme nationale d'irrigation, en revanche on remarque que la teneur de MES et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> reste très élevée, des valeurs enregistrées supérieures aux limites autorisées, l'augmentation de ces concentrations est due à la forte présence des algues dans les bassins où la couleur de l'eau traitée apparaît en vert et pour résoudre ce problème nous recommandons de mettre en place un système de traitement tertiaire, nous proposons des bassins de filtration (exp : filtration sur gravier).

A partir de cette étude il convient également de noter que les concentrations des métaux lourds (Zn, Cu et Pb) augmentent de l'amont vers l'aval et la seule source de cette élévation est la boue décantée donc la SETP a besoin de vidange pour résoudre ce problème et pour améliorer sa performance et de noter que malgré que nous enregistrons des valeurs de conductivité électrique supérieures aux limites autorisées mais elles s'adaptent bien aux valeurs de SAR trouvées, ainsi que le système de lagunage naturel donne une bonne élimination de la pollution bactérienne et parasitologique où nous obtenons les rendements suivants : 89% pour

---

les coliformes fécaux et totaux , 96% pour les streptocoques fécaux et 100% pour les nématodes.

L'évaluation de la qualité des eaux traitées par la SETP autorise leur utilisation à la sub-irrigation des légumes qui ne sont consommés que cuits et les légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.

En fin nous avons enrichi notre étude par l'essai de traiter les eaux usées par l'argile, on propose trois méthodes de traitement, la première par l'argile purifiée en utilisant HCl, la deuxième en utilisant H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> et la troisième par l'argile brute. Grâce aux résultats des analyses physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques nous avons choisi l'argile naturelle car elle a permis de réduire les problèmes de traitement par lagunage naturel (réduire la concentration de nitrate, l'azote ammoniacal, la DBO<sub>5</sub> et MES) et a donné une qualité d'eau traitée utilisable à une irrigation non restrictive (culture de produits pouvant être consommés crus).

L'étude cinétique de zinc par l'argile brute montre que l'équilibre s'établit au bout de 30 minutes et que le mécanisme d'adsorption peut être décrit par une cinétique du pseudo-second-ordre. Le tracé des isothermes d'adsorption montre que le modèle de Freundlich représente parfaitement l'adsorption du zinc et du plomb par l'argile avec des coefficients R<sup>2</sup> de 0.99 et 0.96 pour le zinc et le plomb respectivement. Donc l'argile d'El Menia a une capacité d'adsorption importante pour l'élimination du zinc et du plomb.

Pour apprécier ces résultats nous avons proposé un modèle de système d'épuration par argile brute à préconiser en zone rurale. Il se compose de 4 comportements, occupé une superficie de 6m<sup>2</sup>, assuré un écoulement gravitaire et permet de donner une quantité d'eau traitée de 2000L pendant trois jours (figure 64).

# REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1].Amir Soumia, (2005). Contribution a la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost, Thèse doctorat, Sciences Agronomiques, l'institut national polytechnique de Toulouse,313p.
- [2].Anne C., Christian V., (2011). Petites installations d'assainissement, Editions TECHNIP, Paris, 2011.
- [3].Hannachi A., Gharzouli R., Djellouli tabet Y., (2014). Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°19, pp. 51-62
- [4].D.P.A.T (2008). Rapport Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire, Ghardaïa, Algérie..
- [5].ONS (Office National des Statistiques) (2008). Recensement Général de la Population et de l'Habitation. Algérie.
- [6].PDAU (2014). Rapport Plan directeur d'Amenagement Urbain – APC de Ghardaïa.
- [7].DHWG (Déraction de l'hydraulique de la wilaya de Ghardaia) (2012) Rapport Présentation de projet : Etude d'assainissement et de protection contre les crues de l'oued M'Zab ; Direction de l'Hydraulique de la Willaya de Ghardaïa.
- [8].Bouchelf S., Hadji K., et Chouikh M .A., (2015). Note procédure relative aux fréquences d'analyse » DEM0115, 03,2015. p 02
- [9].ONA (Office nationale d'assainissement) (2014). Rapport présentation de la STEP Kef Doukhane, unité de Ghardaïa – Alegerie.
- [10].UNESCO (2017). Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture. Les eaux usées une ressource inexploitée. ISBN 978-92-3-200115-3. 183p
- [11].SEVESC (2012). Service d'assainissement de Hauts-de-Seine, Conseil général. Règlement du service départemental d'assainissement des Hauts-de-Seine, Conseil départemental des Hauts-de-Seine ; chapitre ii : les eaux usées domestiques ; article 10. Définition p6.
- [12].Boukary Sawadogo (2018).Traitement des eaux usées industrielles par des procédés membranaires sous climat sahélien : cas des eaux usées de brasserie au Burkina Faso. Thèse doctorat, Spécialité Génie des procédés. Université Montpellier; Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement,NNT :2018MONTG085.177p

- [13].El hachemi Ouafa (2012).Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (oasis de Figuig) : performances épuratoires et aspect phytoplanktonique. Thèse de doctorat, Ecologie végétale, Université Mohammed Premier, Maroc. 140p.
- [14].Raymond D., (2007).Traitement des eaux ; deuxième édition revue et enrichie, Canada,;305p.
- [15].IANOR (Institut algérien de normalisation ; norme algérienne), (2014). Protection de l'environnement réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles, municipales et industrielles spécifications physico-chimiques et biologiques. Edition : 01, ICS : 13.060.30, NA 17683 46p.7p
- [16].Mathian R., Magnan JP., Guettier P., Vachon A., Vidou P., Iwema A., Raby D., Ministère de l'Environnement, Agences de l'Eau (1994). L'assainissement des agglomérations : technique d'épuration actuelle et évolution. Etude inter-agences N 27 Commerciale-Douai I.S.S.N :1161-0425. 165p
- [17].Pronost J., Pronost R., Deplat L., Malrieu J. et Berland JM., (2002). Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation. Document technique FNDAE 22bis, CEMAGREF QEPP Paris, 86 p.
- [18].Commission européenne, (2001). Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 EH). Guide. Office des publications officielles des Communautés européennes. Luxembourg, ISBN 92-894-1690-4. 40 p.
- [19].Olivier A., Catherine B., Philippe D., Cécile L., Abdel L., Alain L., Dominique O., (1998). Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Document technique FNDAE n°22 1ère édition, CEMAGREF , ISBN 2-85362-495-1,47p
- [20].René V.,(2013). Bâtir : Manuel de la construction Broché ,2e édition, Presses polytechniques, universitaires romandes. 1015p.
- [21].Berne F., Cordonnier J., (1991). Traitement des eaux ; école national supérieure du pétrole et des moteurs, éditions TECHNIP paris, 306p.
- [22].Charles de Freycinet M., (1870). Principes d'assainissement des villes, chapitre 3 : épuration des eaux d'égout, Paris, 161p.
- [23].Hélène P.,(2010). Centre d'expertise en traitement et gestion de l'eau, Les filières de traitement extensif des eaux usées des procédés en expansion dans le secteur de l'épuration R-14 -1355, Étude 14/110, 48p.

- [24].Jolliet O., Saade M., Crettaz P., Shaked S., (2010). Analyse du cycle de vie Comprendre et réaliser un écobilan, 2ème édition. Italie, 303p
- [25].Abu-Madi M., Al-Sa'ed R., (2009) Towards Sustainable Wastewater Reuse in the Middle East and North Africa. Consilience, 2.
- [26].Mechebbek M.A., (1993) La réutilisation des eaux usées traitées dans l'agriculture. Dans « Etat de l'agriculture en Méditerranée : Ressources en eau : développement et gestion dans les pays méditerranéens. » CIHEAM-IAMB, 75-84.
- [27].OMS (Organisation mondiale de la santé)(1989). Utilisation des eaux usées en agriculture et en aquiculture :recommandations à visées sanitaires.Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS, Organisation Mondiale de la Santé, Série de Rapports techniques 778, 84 p.
- [28].Aviron-Violet J., (2001). La réutilisation des eaux usées après traitement. Dans « Cahiers Du Conseil General Du Genie Rural, Des Eaux Et Des Forets » N° 60 (01/09/2001).
- [29]. Lazarova V., Brissaud F., (2007). Intéret, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, N° 299, 43-53.
- [30]. Friedler E., Lahav O., Jizhaki H., Lahav T., (2006). Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. Journal Environmental Management, 81, 360-370.
- [31].Boutin C., Héduit A., et Helme J.M., (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT) office national de l'eau et des milieux aquatiques,100p.
- [32].Blumenthal U.J., Mara D.D., Peasey A., Ruiz-Palacios G., and Stott, R. (2000). Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: Recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of the World Health Organization, 78(9), 1104-1116.
- [33].OMS (2004). Directives de qualité pour l'eau de boisson : 3<sup>eme</sup> édition volume 1. Recommandations, OMS Genève, 110 p.
- [34]. OMS, UNEP, FAO (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.Volume 2: wastewater in agriculture, 222p
- [35].El haite H (2010), Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation, Thèse doctorat en Sciences et Génie de l'Environnement, L'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.



- [36].US-EPA,. (2004). Guidelines for water reuse EPA/625/R-08/108, 286 p.
- [37].Bontoux L.,(1997). Municipal wastewater, public health and environment. Institute for Prospective Technological Report, octobre, 18, 6 p
- [38].Junger J.F., (2000). The reuse of urban waste water in agriculture: European Research on Treated Wastewater Reuse in Agriculture. Urban Technology Network Project 10th, 7 pages.
- [39].Andreadakis A., Gavalaki E., Mamais D., Tzimas A. (2003). Wastewater reuse criteria in Greece. Global Nest: the Int. J. Vol 5, No 1, pp 9-14,
- [40].Lavison G., et Moulin L., (2007). Réutilisation des eaux usées : réglementation actuelle et paramètres d'intérêt, L'eau, l'industrie, les nuisances N° 299
- [41].UNEP (Unied Nations Environment Program),(2003). Récupération et réutilisation des eaux usées dans la région Méditerranéenne. UNEP(DEC)/MED WG.231/Inf.5, 77 p.
- [42].Baumont S., Camard J.-P., Lefranc A., Franconi A., (2004). Réutilisation des eaux usées épurées : considérations sanitaires et intérêts pour l'Île-de-France. 222 p.
- [43].Jeanne Mager S., (2000). Encyclopédie de sécurité et de santé au travail, 3<sup>ème</sup> édition française, Volume 2 ; bureau international du travail Genève,63.74p.
- [44].Robert D., Holtz W., Kovacs D., (2006). Traduit par JEAN LAFLEUR ; Introduction à la géotechnique; école polytechnique de Motréal, Canada, 817p.
- [45].Hernot François (2016). L'argile, son utilisation a l'officine, Thèse doctera en Pharmacie, université Angers, 127p
- [46].Veronique Boucly-Norotte (1991). Evolution des caractéristiques mécaniques et de la permeabilite de materiaux argileux sous l'effet de sollicitations thermiques.These doctorat. Géologie de l'ingénieur. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Français.
- [47].André V.,(1967). Manuel de sédimentologie, édition Technip- paris, 401p
- [48].Samake Drissa (2008). Traitement des eaux usées de tannerie à l'aide de matériaux à base d'argile, Thèse doctora, Ecole Doctorale Terre Univers et Environnement, universite joseph fourier de grenoble et de l'universite de bamako.

- [49].Rautureau M.,(2010). Argiles et santé - propriété et thérapie.Editons médicaux nationales, LAVOISIER.ISBN : 978-2-7430-1202-1
- [50].Morel R., (1996). Les sols cultivés, 2ème Edition : Lavoisier Tec et Doc Paris.
- [51].Rodier J., Legube B., Merlet N, Brunet R., (2009). Analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 9ème éd. Paris. 1579p.
- [52].Moumouni Moussa djermakoye Hamsatou (2005). Les eaux résidaires des tanneries et de teintureries : caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines, thèse doctorat en Pharmacie, Faculté de Médecine, de Pharmacie et d'Odontostomatologie, Université de Bamako.
- [53].Bedouh Yazid (2014). Évaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon « *Allium cepa* », Thèse doctorat, specialite biologie, option toxicologie, unersité de BADJI Mokhtar – Annaba.
- [54].Brémaud C., Claisse J.R., Leulier F., Thibault J., Ulrich E., (2006). Alimentation, santé, qualité de l'environnement et du cadre de vie en milieu rural. Educagri éditions. ISBN : 978-2-84444-475-2. 232p
- [55].Arnold E., Greenberg L., Clesceri S., Andrew D.E., (1992). Standard methods for the examination of water and wasterwaters”, 18ème édition 1992, partie 2540C.
- [56].Metahri Mohammed Said,(2012) ; Elimination simultanée de pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédé mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, thèse doctorat, spésialité agronomie, université de Tizi-Ouzou.172p
- [57].FUNASA., (2013). Manuel pratique d'analyse de l'eau/National Health Foundation – 4. ed. – Brasilia, FUNASA, 2013.150 p.
- [58].Arcand Y., Paris J., Rouleau D., Mayer R.,(1989). Effet de paramètres d'opération sur la décantation de boues biologiques d'une unité de traitement d'eaux usées de raffinerie. Revue des Sciences de l'Eau,43– 69.
- [59].Hammadi B., Hadj Seyd A., Bebbi A.A., (2019). International Journal of Environmental Science and Technology, 2019, 1–10, doi : 10.1007/s13762-019-02268-9
- [60].Blanckwood C.M., (1978). L'eau dans les usines de traitement du poisson, FAO document technique sur les pêches N°174, départment des peches et de l'enverement Owatta, Canada,80p

- [61].Food and Agriculture Organization of the United Nations, Hans Henrik Huss, (1988). Le Poisson frais: qualité et altérations de la qualité, manuel de formation préparé pour le programme de perfectionnement FAO/DANIDA sur la technologie du poisson et le contrôle de qualité (collection de FAO, pêche, n° 29), Italie, 132p.
- [62].Baba Amer Z.(2013). L'analyse de l'eau, physico-chimie,microbiologie, Université de Ghardaïa.
- [63].Jean C., Dirk De Waele, et Jean-Vincent E., (2003). Evaluation globale de la résistance des bananiers à la fusariose, aux maladies foliaires causées par les Mycosphaerelle spp et aux nématodes, Guide technique INIBAC 7, Paris, 57p
- [64].Pierre D., (1996). Vie microbienne du sol et production végétale, éditions INRA, Paris, 377p.
- [65].Ritchie L.S., (1948). An Ether Sédimentation Technique for Routine Stool Examination. Poil. U. S. Army, Med. Dept., &. 326.
- [66].Klutse et Baleux B., (2017). Élimination des oeufs de nématodes et des kystes de protozoaires des eaux usées domestiques par lagunage à microphytes en zone soudano-sahélienne, revue des sciences de l'eau, flav. Sel. Eau 8(1995) 563-577.
- [67].Organisation mondiale de la Santé (1997). Weekly epidemiological record, No. 36, 72, 269-276, Genève
- [68].Djebbar Mostapha (2014). Argile de Maghnia : purification et adsorption de polluant ; Thèse doctorat, spécialité chimie des matériaux, univesité de Oran,192p .
- [69].Christelle B., (2005). Contribution à l'étude de l'activation thermique du Kaolin: Evolution de la structure cristallographique et activité.263p
- [70].ZEN Soumia, (2016). Etude des propriétés physico-chimiques des argiles de l'Est- Algérien. Application à l'adsorption des colorants de tannerie, thèse doctorat, université 8 mai 1945 de Guelma
- [71].Ait Aghzzaf Ahmed., (2014). Argiles en tant que réservoirs d'inhibiteurs de corrosion métallique issus de ressources naturelles dans des peintures pour la protection des métaux. Thèse doctorat, faculté de sciences et Techniques, Spécialité : Chimie et Développement. Université Cadi Ayyad, Semlalia – Marrakech.185p.
- [72].Pascaud Patricia (2012). Apatites nanocristallines biomimétiques comme modèles de la réactivité osseuse : Etude des propriétés d'adsorption et de l'activité cellulaire d'un bisphosphonate, le tiludronate, thèse doctorat,

spécialité : Sciences et Génie des Matériaux, université de Toulouse III - Paul Sabatier, 252p.

[73].Ouakouak abdelkader, (2017). Elimination du cuivre, des nitrates et des phosphates des eaux par adsorption sur différents matériaux, thèse doctorat, spécialité : hydraulique urbaine et aménagement, université mohamed khider – biskra.235p

[74].Vallerand, Raphaëlle (2010). Adsorption d'acide polygalacturonique et d'acide abiétique sur des silices modifiées, de l'alumine et des résines échangeuses d'ions. Mémoire. Trois-Rivières, Université du Québec à Trois-Rivières, 112 p.

[75].Bentahar Yassine (2016). Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines : application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse. Thèse doctorat, Discipline : chimie, Université de Nice-Sophia Antipolis ,168p.

[76].Boucly-Norotte Veronique (1991). Evolution des caractéristiques mécaniques et de la perméabilité de matériaux argileux sous l'effet de sollicitations thermiques, thèse doctorat. Spécialité géologie de l'ingénieur. Ecole nationale des ponts et chaussées. 217p

[77].Gilles. C.H., Mac Ewan. T.H., Nakhwa. S.N., Smith. D.,(1974). Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids J. Chem. Soc.,3973-3993.

[78].NORDINE Narimane (2018). Etude expérimentale du potentiel d'adsorption de polluants métalliques sur la sciure de bois brute et modifiée. Analyse cinétique et thermodynamique, thèses doctorat, Spécialité : Chimie, Université de Djillali Liabes - Sidi Bel abbès, 193p

[79].Bouzid Samia (2015). Adsorption de polluants organiques sur une argile échangée aux phosphoniums. Thèse Doctorat en Sciences en chimie. Université des sciences et de la technologie d'Oran Mohamed Boudiaf.

[80].Ouafae El Hachemi., (2012); traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (oasis de figuig) : performances épuratoires et aspect phytoplanctonique, thèse doctorat en Ecologie végétale , Faculté Faculté des Sciences, Université Mohammed Premier.2012.

[81].Bouarab L, (2000). Dynamique et rôle des algues phytoplanctoniques dans le traitement des eaux usées (station pilote de lagunage naturel de Ouarzazate-Maroc), Thèse Doctorat d'état es-sciences, Faculté des sciences Semlalia-Marrakech, 207p.

- [82].Chaouki H., Lahcen E., Youssef R., Rachid F., Abdelrhafour A., Zhor F., Azzeddine E., et El Mahdi H., (2014). Étude des performances épuratoires de la technique du lagunage aéré appliquée à la station d'épuration de la ville d'Errachidia – Maroc ; Afrique SCIENCE 10(2), 173 – 183.
- [83].Bouchemal F., Achour S.,(2015). Qualite physico-chimique et parametres de pollution des eaux souterraines de la region de biskra. Larhyss Journal, n°22, pp. 197-212
- [84].JORA.(2006). Journal officiel de la république algérienne. Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section 1, article 3.
- [85].JORA., (2009) ;journal officiel de la république algérienne. Décret Exécutif n° 09-209 du 17 Joumada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009, chapitre 1, article 3.
- [86].JORA., (2012) ; journal officiel de la république algérienne. Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.
- [87].Fouad D., Khadija H., Issam H., Abdelouahad E.,(2016). Etude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées par Boues Activées de la ville d'Al-Hoceima, Maroc ; European Scientific Journal June 2016 edition vol.12, No.17.
- [88].Food and Agriculture Organisation (FAO)., (2003). L'irrigation avec les eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le proche orient et l'Afrique du Nord. Le Caire Egypte; 2003. p. 6- 9-73.
- [89].Christelle B., Jean-René C., Florence L., Jérôme T., Edith U., (2008). Alimentation, santé, qualité de l'environnement et du cadre de vie en milieu rural; module MP3 Bac professionnel services en milieu rural ; Educagri édition.
- [90].Chaden H., Nada N., Rime k.,(2018). Environmental Assessment of Water Quality in the Qarraoun Lake: The Investigation of Physico- Chemistry and Microbial Properties ; European Scientific Journal /SPECIAL/ edition.
- [91].Touria H., Maryama H., Hassan E., Mouhcine E., Hicham E., Khadija E., Abderrazzak k., et DRISS B., (2016). Caractéristiques physicochimiques des eaux usées de la ville de M'irt, (Maroc), International Journal of Innovation and Applied Studies, Vol. 17 No. 3,pp. 791-803
- [92].Le Pinuc P., Liénard A., Bonnard R., Lafont M., Cazin B., Ph., Hubert B., Bray M.,(2002). Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques ; Cemagref éditions.71p.

- [93]. Aknaf A., Akodad M., Moumen A., Ben Chekroun K., Elhamouti C., Bailal A., Baghour M., (2015). Impact of the new pass on the eutrophication of the lagoon Marchica: Study of the two sites Bou Areg and Mohandis ; J. Mater. Environ. Sci. 6 (10) 2939-2943.
- [94].AFNOR (Association française de normalisation) (1999). Qualité de l'eau. Détermination de la turbidité. Norme ISO 7027. Qualité de l'eau, 2, 101-112.
- [95].Alain A., Roger K., (2004). Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses ; méthode d'analyse en milieu marin, éditions Ifremer,314p.
- [96].Claude V., Gilbert B., (1962). Les techniques de culture en multicellules, ouvrage préparé en collaboration avec le Cégep régional Lanaudière à Joliette, Canada.
- [97].Food and Agriculture Organisation (FAO), (1990) ; Etudes et prospections pédologiques en vue de l'irrigation, Roma, Italie.
- [98].Abouelouafa M., Elhalouani H., Kharboua M., et Berrichi A.,(2002). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm, Actes Inst. Agron. Vet. Vol. 22 (3), (Maroc).
- [99].Nebil Belaid, (2010) ; Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques ; thèse doctorat, Spécialité : Eau Sol Environnement, chimie et microbiologie de l'Eau, l'école Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Université de Sfax, 2010.
- [100].SEEE. (2007) Normes de Qualité Eaux destinées à l'irrigation2007. Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement. Maroc.
- [101].Marc S., André M., André M., (2007). Ingénierie des eaux et du sol: processus et aménagements, 1er éditions ; Presses polytechnique et universitaires romandes, Italie.
- [102].Chachoua M., et Seddini A., (2013). Etude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie, Afrique SCIENCE 09(3) 113 – 121.
- [103].Zobeidi Ammar (2017). Épuration des eaux usées urbaines par lagunage aéré en zone aride – cas de la région d'El-oued. Paramètres influents et choix des conditions optimales, thèse doctorat, Spécialité : Génie de procédés, Université KASDI MERBAH- Ouargla.134p

- [104].Kamal A.M., El Halouani H, Alnedhary A.A., Dssouli K., Gharibi E., Qaid Alansi R., al-Nahmi F.,(2016). Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa) : Etude spatio-temporelle (Impact of raw and treated wastewater on quality surface water of Wadi Bani Houat (Sanaa Basin) Study spatial – temporal). J. Mater. Environ. Sci. 7 (5) ; 1516-1530
- [105].CREPA, Centre Régional Pour L'Eau Potable Et L'Assainissement À Faible Coût, Centre collaborant de l'OMS (2007). Guide pour le contrôle et suivi de la qualité des eaux usées protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologiques.
- [106].Hamaidi-cherghi F., Zoubiri A.F., Hamaidi M.S., Debib A., Kais H., (2016) ; évaluation de l'efficacité de la station d'épuration de Médéa (Algérie) ; Larhyss Journal, n°26, Juin 2016, pp. 113-128.
- [107].Idder T., Laouali M.S., Seidl M., Idder A., Mensous M., (2011). Etude de deux systèmes de traitement d'eaux usées urbaines par lagunage. cas de la station pilote de l'université de Niamey (Niger) et de la station de lagunage aérée de l'oasis D'Ouargla. 1er Séminaire International sur la Ressource en eau au Sahara : Evaluation, Economie et Protection (Ouargla).
- [108].Shaker R., Driss B., Abdel Baki A., Youssef E., et Khadija E., (2011). Qualité physico-chimique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de S'anaa (Yémen), Int. J. Biol. Chem. Sci. 5(1): 1-10, February 2011.
- [109].Ounoki S., et Achour S., (2014). Evaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation, Larhyss Journal, n°20, pp. 247-258
- [111].Officiel, N° 5448 du Jeudi 17 Août 2006, portant fixation des valeurs limites spécifiques de rejet domestique, 2006.
- [112]. Hamaidi-cherghi 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 Journal, n°26, pp. 113-128.
- [113].Chachuat B., Treatment of concentrated effluents by crops fixed on gravel, DEA report, ENGEESCemagref, France, 199
- [114].Hachi T., Maryama H., Hassan E., Mouhcine E., Hicham E., Khadija E., Abderrazzak k., et Driss B., (2016). Caractéristiques physicochimiques des eaux usées de la ville de M'rirt, (Maroc), International Journal of Innovation and Applied Studies, Vol. 17 No. 3 Aug. pp. 791-803



- [115].Bremond R., Perrodon C.,1979. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'Environnement et du cadre de vie, 2nd ed , Paris, France. Pp. 259
- [116].Gebrati L., et Nejmedine A., (2002). Traitement photocatalytique et biodégradabilité des effluents textiles de la ville de Marrakech, « Actes du Colloque International sur l'eau dans le bassin Méditerranéen: Ressources et Développement Durable », Monastir (Tunisie), pp.330-334.
- [117].Kbibch D., Belghyti K., et El Khokh K.,(2012). Analyse de la pollution de l'oued Mda par les eaux usées domestiques de la ville de Souk Elarba du Gharb Maroc, Science Lib Editions Mersenne, Vol. 3,N° 110203.
- [118].Belghyti D., EL Guamr Y., Ztit G., My... Lahcen O, My Brahim J., Harchrass A., Amghar H., Bouchouata O., EL Kharrim K.,, et Bounouira H (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en oeuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc, Afrique SCIENCE 05(2) 199 – 216
- [119].Cheikhna O.A., Mohamed V., Mohamed A., Ould Djeh T.k., Eby Ould M., Ould Sid'Ahmed O.K., Ould Mohamed D., Dieng M., Mint Mohamed K., Oumar R., El Kharrim K., Driss B.,(2015). Caracterisation physico - chimique des eaux usees brutes de la ville de Nouakchott (Mauritanie), International Journal of Innovation and Applied Studies, Vol. 11, No. 4, pp. 96-102.
- [120].Zerhouni R.A, (2009) ; Flore algale des eaux usées de la ville de Fès et étude de la capacité de certaines espèces à éliminer la charge azotée, phosphatée et quelques métaux lourds (Chrome et Cadmium). Thèse de Doctorat. Fac. Sci. Dhar El Mahraz. Fès. Maroc. 146p.
- [121]. Youssef A.I., Nabil D., Isslam B., Abdellah L.A., Ali A., Khadija E., et Driss B., (2015) ; Etude des performances épuratoires de la technique de Lagunage naturel de la station d'épuration des eaux usées domestique de la ville d'Azilal –MAROC, International Journal of Innovation and Applied Studies Vol. 13 No. 3, pp. 507-517
- [122].Ayyach A., Fathallah R., Hbaiz E.M, Fathallah Z.,Chouki H, El midaoui A, (2016). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Dar el Gueddari (MAROC), Larhyss Journal, n°28, pp. 65-85.
- [123]. Messaoudi L., Lahmami D., Messaoudi Z., 2015. Évaluation de la productivité végétale des eaux usées épurées. IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT) V 9, Issue 2 : pp 1-3



- [124]. Kahoul M., Touhami M.(2014).Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'annaba (algerie), Larhyss Journal, n°19, Septembre 2014, pp. 129-138.
- [125]. El Hachemi O., El Halouani H., Meziane M., Torrens A., Salgot M., et Sbaa M.(2012). Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (Oasis de Figuig-Maroc) : Aspect bactérien et organique. Rev. Microbiol. Ind. San. Environn. 6(1) : 84-97
- [126]. Matías Miguel Salvarredy Aranguren (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique.. Planète et Univers [physics]. Thèse Doctorat en Sciences de la Terre et Environnement, Université Paul Sabatier – Toulouse.378P
- [127].Tamrabet Lahbib ( 2011). Contribution a l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage,Thèse doctorat, en hydraulique, Université de Batna; 147P
- [128].SAYi P.J., (1978). Le RIOU-MORT, affluent du lot pollue par métaux lourds. Etude préliminaire de la chimie et des algues benthiques ; Annls Limnol. 14 (1-2): 113-131.
- [129].Choubert M.J., Martin-ruele S., Budzinski H., Miège C., Esperanza M., Soulie C., Lagarrigue C., Coquery M., (2011). Évaluer les rendements des stations d'épuration Apports méthodologiques et résultats pour les micropolluants en filières conventionnelles et avancées ; Extrait numérique de Techniques Sciences Méthodes n° 1/2.
- [130].Abdel-Shafy H.I., et Salem M.A.M., (2007). Efficiency of oxidation ponds for wastewater treatment in Egypt. Wastewater Reuse –Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security. 175–184
- [131].NA 17683, (2014). Norme algérienne, protection de l'environnement réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles, municipales et industrielles spécifications physico-chimiques et biologiques, Edition : 01, ICS : 13.060.30.
- [132].Weng C.H., et Huang C.P..(2004) Adsorption Characteristics of Zn(II) from Dilute Aqueous Solution by Fly Ash Colloids and Surfaces A. Physicochemical and Engineering Aspects, Vol. 247, No. 1-3, pp. 137-143.
- [133].Arias F., Sen T.K., (2009). Removal of zinc metal ion ( $Zn^{2+}$ ) from its aqueous solution by kaolin clay mineral: A kinetic and equilibrium study, Revue Source Colloids and surfaces. A, Physicochemical and engineering aspects, Vol. 348, no1-3, 100-108.

- [134].Coquery M., Pomies M., Martin-ruel S., Budzinski H., . Miège C., Esperanza M., Soulier C.,Choubert J-M., (2011). Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux ; TSM numéro 1/2 – 2011- 106.
- [135].Larakeb M., Youcef L., Achour S, (2014). Etude comparative de l'élimination du zinc par adsorption sur la goethite et sur la bentonite de Maghnia, Larhyss Journal, n°19, pp. 87-100.
- [136].Dali-Youcef Z., Bouabdasselem H., Bettahar N., (2006) . Elimination des composés organiques par des argiles locales, C. R. Chimie 9, 1295–1300.
- [137].Fouad S., Hajjami k., Cohen N., et Chlaida M., (2014). Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar : impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc), Afrique Science 10(1) 91 – 102.
- [138].Bahlaoui A., (2000). Dynamique des écosystèmes d'épuration des eaux usées par lagunage : Analyse spatio-temporelle des effets des facteurs environnementaux. Thèse de doctorat. Rabat : Univ. Mohammed V. 218p.
- [139].André H., (2007). Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger, Nouv ed, édition Fides, Canada 2007, 255p.
- [140].Rassam A., Chaouch A., Bourkhiss B., et Bourkhiss M.,(2012). Performances de la dégradation de la matière organique par lagunage aéré dans la station d'épuration des eaux usées de la ville d'Oujda (Maroc oriental). Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège; 81 : 121-125.
- [141].Fagrouch A., Amyay S., Berrahou A., El Halouani H., et Abdelmoumen H.,(2010). Performances d'abattement des germes pathogènes en lagunage naturel sous climat aride : cas de la filière de traitement des eaux usées de la ville de Taourirt. Afrique Science; 06(3) : 87-102.
- [142].Labeled B., Bebbba A.A., et Gherraf N., (2014). Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant juncus effusus in an arid climate. Res. J. Pharm. Biol. Chem. Sci; 5(6): 95- 103.
- [143].Mara D.D.0 (1980). Sewage treatment in hot climates. New York: John Wiley; 168p
- [144].Olukanni D.O., and Ducoste J.J.,(2011). Optimization of waste stabilization ponds for developing nations using computation fluid dynamics. Ecological Engineering; 37 : 1878-1888.
- [145].Pearson H.W., Mara D.D., Mills S.W., and Smallman D.L.,(1987). Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. Wat Sci Tech.19(12): 131-140.

- [146].Kone Doulaye (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. p.170
- [147].James A.,(1987). An alternative approach to the design of waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Tech.*1987 ; 19(12) : 213-218.
- [148].Joffin J.N., et Leyral G.,(1988). Microbiologie technique. Tome 1, 4e édition. Canopé - CRDP de Bordeaux. 278p.
- [149].OMS (Organisation mondiale de la santé) (2003). Le guide complet Parasites importants pour la santé. Bureau régional de la Méditerranée orientale Centre régional des activités d'hygiène du milieu Amman – Jordanie. 108p.
- [150].Arene, F.O.I., (1986). *Ascaris suum*: Influence of embryonation temperature on the viability of the infective larva. *Journal of Thermal Biology.* 11(1), 9-15.
- [151].Stevenson P.,(1979). The influence of environmental temperature on the rate of development of *Ascaris suum* eggs in Great Britain. *Research in Veterinary Science.* 27 (2). 193-196.
- [152].Newton W.L., Bennet H.J. and Figgat W.B., (1949). Observations on the effect of various sewage treatment processes upon the eggs of *Taenia saginata*. *American J. Hygiene.* 49 (2). 166-175
- [153].Ayres R.M., Lee D. L., Mara D.D., and Silva, S.A., (1993). The accumulation, distribution and viability of human parasitic nematode eggs in the sludge of primary facultative waste stabilisation pond. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene,* 87 (2): 256-258
- [154].Sadat AW., N'goran E.B.Z., Siaka S., Parinet B., (2011). Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un système lacustre tropical : cas des lacs de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). *J. Appl. Biosci.* 38: 2573 – 2585p
- [155].Djaani M., Baba amer Z.,(2020). Évaluation de la qualité des eaux usées traitées par le système de lagunage naturel d'el atteuf et par l'argile naturelle d'El Menia, *U.P.B. Sci. Bull., Series B, Vol. 82, Iss. 3.*169-180.
- [156].Bouna L., Rhouta B., Daoudi L., Maury F., Amjoud M., Senocq F., Lafont M.C., Jada A., Ait Aghzzaf A. (2012). Mineralogical and physico-chemical characterizations of ferruginous beidellite-rich clay from agadir basin (Morocco). *Clays and Clay Minerals,* Vol. 60, No. 3, 278 –290

- [157].Arib A., Sarhiri A., Moussa R., Remmal T., Gomina M., C. R.(2007). Caractéristiques structurales et mécaniques de céramiques à base d'argiles : influence de la source de feldspath, Chimie , 10 (6), 502-510p
- [158].HO Y.S., MCKAY G., (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. Proc. Biochem., 34, 451-465.
- [159].Weber WJ., Mc ginley PM., Ktz L., (1991). Sorption in subsurface systems concept, models and effects on contaminant fate and transport, Water Research, 499-528.
- [160].Djaani M., Baba amer Z.,(2020). The assessment of compatibility of waste water treated by natural lagoon with discharge and irrigation standards. Case study Journal of Fundamental and Applied Sciences ISSN 1112-9867.

**ANNEXE**



Entrée

Répartiteur secondaire

Rejet final

**Photo 2 : Photos réelles présentent les trois points de prélèvements dans la STEP.**



(a)



(b)



(c)

**Photo 3 : Présente les argiles utilisées dans notre étude (a) : argile brute, (b) : argile purifiée (AH), (c) : argile purifiée (AS) (Djaani, 2018)**

Tableau 24 : Evaluation de la qualité des eaux traitées selon la norme (FAO, 2003)

## 1- Paramètres physico-chimiques

Paramètre	Rejet de STEP	AB <sub>3J</sub>	AS <sub>3J</sub>	AH <sub>3J</sub>
PH				
TDS				
SAR				
Sodium				
Irrigation de surface				
L'irrigation par aspersion				
Cl <sup>-</sup>				
Irrigation de surface				
L'irrigation par aspersion				
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>				

Degré de restriction à l'usage	
Aucun	
Léger à modéré	
Sévère	

## 2- Paramètres Métaux lourds

Paramètre	Rejet de STEP	AB <sub>3J</sub>	AS <sub>3J</sub>	AH <sub>3J</sub>
Fer				
Zinc				
Cuivre				
Plomb				

L'utilisation à long terme	
L'utilisation à court terme	

**Tableau 25 : Evaluation de la qualité des eaux traitées selon la norme algérienne d'irrigation (JORA, 2012)**

Paramètre	rejet de STEP	AB <sub>3J</sub>	AS <sub>3J</sub>	AH <sub>3J</sub>
PH				
DCO				
MES				
Chlorures				
Sodium				
SAR				
Cuivre				
Fer				
Plomb				
Zinc				
Coliformes F				
Nématodes				

Inférieure à la concentration maximale	
Supérieure à la concentration maximale	



**Tableau 26: Valeurs limites spécifiques de rejet applicables aux déversements d'eaux usées des agglomérations urbaines (Bulletin Officiel, 2006)**

Paramètres	Valeurs limites spécifiques de rejet domestique
DBC <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	120
DCO mg O <sub>2</sub> /l	250
MES mg/l	150

**Tableau 27: Normes des rejets d'effluents liquides industriels (Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006)**

N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO <sub>5</sub>	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

**Tableau 28 : Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées (Arrêté interministériel du 2 Janvier 2012)**

**1- Paramètres physico-chimiques**

Paramètre	Symbole	Unité	Concentration maximale <sup>a</sup>	
pH	-		6,5 < pH < 8,5	
Conductivité électrique	CE	dS/m	3	
Demande chimique en oxygène	DCO	mg O <sub>2</sub> /l	90	
Matière en suspension	MES	mg/l	30	
Chlorures	Cl	meq/l	10	
Sodium	Na	mg/l	1000	
Pourcentage de Sodium Adsorbé (Infiltration)				
SAR = 0-3	SAR	ds/m	0,2	
SAR = 3-6			0,3	
SAR = 6-12			0,5	
SAR = 12-20			1,3	
SAR = 20-40			3	
Eléments toxiques <sup>b</sup>	Phénols		mg/l	0,002
	Aluminium	Al	mg/l	5
	Arsenic	As	mg/l	0,1
	Béryllium	Be	mg/l	0,1
	Bore	B	mg/l	2,0
	Cadmium	Cd	mg/l	0,01
	Cobalt	Co	mg/l	0,05
	Chrome	Cr	mg/l	0,1
	Cuivre	Cu	mg/l	0,2
	Cyanures		mg/l	0,05

(à suivre)

Paramètre	Symbole	Unité	Concentration maximale <sup>a</sup>
Fer	Fe	mg/l	5,0
Fluor	F	mg/l	1,0
Lithium	Li	mg/l	2,5
Manganèse	Mn	mg/l	0,2
Mercure	Hg	mg/l	0,001
Molybdène	Mo	mg/l	0,01
Nickel	Ni	mg/l	0,2
Plomb	Pb	mg/l	5,0
Sélénium	Se	mg/l	0,02
Vanadium	V	mg/l	0,1
Zinc	Zn	mg/l	2,0

(a) Une tolérance de 10 % maximum est acceptable pour une mesure à condition que ce dépassement ne se représente pas plus de trois fois pour des campagnes d'analyses consécutives ;

(b) Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin.

## 2- Paramètres bactériologiques

**Tableau 29: Spécifications microbiologiques des eaux usées épurées destinée à l'irrigation agricole**

Groupes de cultures à irriguer avec les eaux usées épurées	Culture à irriguer	Groupe exposé	Paramètres microbiologiques		Traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique exigée
			Coliformes fécaux <sup>a</sup> (CFU/100ml)	Nématodes intestinaux <sup>b</sup> (œufs/l)	
A	Irrigation non restrictive Culture de produits pouvant être consommés crus	Population alentour Ouvriers agricoles Consommateurs	<100	Absence	Catégorie III
B	Légumes qui ne sont consommés que cuits Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire	Population alentour Ouvriers agricoles	<250	< 0,1	Catégorie III
C	Arbres fruitiers <sup>c</sup> Cultures et arbustes fourragers <sup>d</sup> Cultures céréalières Cultures industrielles Arbres forestiers Plantes florales et ornementales	Population alentour Ouvriers agricoles	Seuil recommandé <1000	<1	Catégorie II
D	Les cultures du groupe C utilisant l'irrigation localisée <sup>e</sup>	Aucun	Pas de norme recommandée <sup>e</sup>	Pas de norme recommandée	Catégorie I

<sup>a</sup> La valeur limite pour les coliformes fécaux représente une moyenne géométrique.

<sup>b</sup> La valeur limite pour les œufs de nématodes représente une moyenne arithmétique.

<sup>c</sup> L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol. L'irrigation par aspersion est interdite.

<sup>d</sup> Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.

<sup>e</sup> à condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrise la gestion de l'irrigation localisée et respecte les règles d'hygiène.

**Tableau 30: Normes de qualité physico-chimique d'eau usée pour l'irrigation (FAO 2003).**

Problèmes Potentiels en Irrigation	Unités	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
<b>Salinité</b>				
EC <sub>w</sub> <sup>1</sup>	dS/m	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
ou TDS	mg/l	< 450	450 – 2000	> 2000
<b>Infiltration</b>				
SAR <sup>2</sup> =0 - 3 et EC <sub>w</sub> =	dS/m	> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
=3 – 6 =		> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
=6 – 12 =		> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
=12 – 20 =		> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
=20 – 40 =		> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
<b>Toxicité Spécifique des ions</b>				
<b>Sodium (Na)</b>				
Irrigation de surface	SAR	< 3	3 – 9	> 9
Irrigation par aspersion	még/l	< 3	> 3	
<b>Chlorure(Cl)</b>				
Irrigation de surface	még/l	< 4	4 – 10	> 10
Irrigation par aspersion	még/l	< 3	> 3	
<b>Bore (B)</b>	mg/l	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
<b>effets divers</b>				
Azote (NO <sub>3</sub> -N) <sup>3</sup>	mg/l	< 5	5 – 30	> 30
Bicarbonate (HCO <sub>3</sub> )	még/l	< 1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
<b>pH</b>		Gamme normale 6.5 - 8.4		

<sup>1</sup> EC<sub>w</sub> signifie la conductivité électrique en deciSiemens par mètre à 25°C.

<sup>2</sup> SAR signifie le taux d'adsorption de sodium (sodium adsorption ratio).

<sup>3</sup> NO<sub>3</sub>-N signifie l'azote sous forme de nitrate rapporté en terme d'azote élémentaire. NH<sub>4</sub>-N et N-organique devraient être également examinés dans les eaux usées.

**Tableau 31: Résultats des analyses des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours. (Partie 1)**

	Points de prélèvement	PH	T (C°)	CE (mS/cm)	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	Salinité (mg/l)	Turbidité (UNT)	TDS (mg/l)	TH (mg/l)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)
Lagunage naturel	E	7,84	19	3,69	1,4	2,2	22,7	2.02	1340	793	652,34	46,78
	RS	8,01	19	3,27	1,17	2	25	1,95	1400	1129,72	574,34	26,04
	S	8,48	18,5	3,11	3,6	2	27,6	1,89	1520	456,28	475,07	27,76
Argile brute	AB <sub>1j</sub>	8,27	17,5	3,51	3,61	2,2	2,07	2,47	375	593,9	212,72	41,49
	AB <sub>2j</sub>	8,21	17,5	3,54	4,02	2,2	2,07	2,13	533,33	496,3	238,24	35,48
	AB <sub>3j</sub>	8,04	18,2	3,55	4,69	2,2	12,45	2,07	575	448,72	266,61	54,31
Argile purifiée par H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	AS <sub>1J</sub>	7,12	18,3	3,59	3,23	2,3	5,14	1,68	625	505,2	255,26	43,21
	AS <sub>2J</sub>	6,9	18,7	3,69	3,47	2,3	6,96	1,48	825	456,4	248,17	41,49
	AS <sub>3J</sub>	6,83	18,6	3,71	3,49	2,3	11,95	1,48	1425	483,2	252,43	38,06
Argile purifiée par HCl	AH <sub>1J</sub>	7,81	18,3	3,61	3,25	2,3	4,59	3,05	1116,66	268,4	602,70	73,38
	AH <sub>2J</sub>	7,21	18,4	3,7	3,52	2,3	7,04	3,13	690	341,6	496,34	60,50
	AH <sub>3J</sub>	7,4	18,7	3,6	3,63	2,3	12,1	3,25	1033,33	317,2	833,85	60,38

Tableau 32 : Résultats des analyses des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours. (Partie 2)

	Points de prélèvement	Na <sup>+</sup> (mg/l)	Ca <sup>+2</sup> (mg/l)	Mg <sup>+2</sup> (mg/l)	SAR	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)
Lagunage naturel	E	272,32	577,2	58,32	4,1	73,059	1,96	19,08	4,169	161	203,00	70
	RS	262,863	384,8	106,92	4,3	74,973	1,32	28,68	7,848	169	230,40	87
	S	253,692	312,6	179,82	4,0	76,302	0,68	32,18	6,499	94	137,00	90
Argile brute	AB <sub>1j</sub>	220,863	200,4	60,75	7,0	53,37	0,24	0,02	2,164	165	224,64	25
	AB <sub>2j</sub>	220,863	187	145,8	5,9	49,66	0,56	0,02	1,59	55	74,88	18
	AB <sub>3j</sub>	220,863	260,5	121,5	5,7	49,44	0,04	0,04	0,368	28	74,88	15
Argile purifiée par H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	AS <sub>1J</sub>	231,778	320,6	109,35	5,7	42,66	0,32	0,04	0,49	197	268,80	14
	AS <sub>2J</sub>	230,778	541,1	473,85	4,9	42,63	0,08	1,72	0,368	29	39,36	38
	AS <sub>3J</sub>	220,135	360,7	72,9	3,6	41,524	0,12	0,96	1,65	27	37,44	36
Argile purifiée par HCl	AH <sub>1J</sub>	223,786	521	226,8	4,1	38,65	0,4	0,08	1,65	248	336,96	40
	AH <sub>2J</sub>	220,692	200,4	213,84	5,2	36,89	1,28	0,08	0,123	202	275,52	38
	AH <sub>3J</sub>	220,235	414,2	251,1	4,2	36,22	0,12	0,02	0,981	141	192,00	38

Tableau 33 : Résultats des analyses des métaux lourds des eaux traitées par lagunage naturel et par l'argile brute et purifiée pendant trois jours.

	Points de prélèvement	Fe (mg/l)	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)
Lagunage naturel	E	6,92	0,13	0,36	0,19
	RS	3,25	0,16	0,56	0,38
	S	4	0,16	0,7	0,5
argile brute	AB <sub>1j</sub>	2,98	0,15	0,3	0,17
	AB <sub>2j</sub>	3,7	0,13	0,24	0,14
	AB <sub>3j</sub>	3,08	0,09	0,15	0,13
Argile Purifiée par H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	AS <sub>1J</sub>	3,98	0,14	0,8	0,2
	AS <sub>2J</sub>	4,56	0,15	0,9	0,24
	AS <sub>3J</sub>	4,3	0,17	1,05	0,21
Argile purifiée par HCl	AH <sub>1J</sub>	4,62	0,13	0,35	0,19
	AH <sub>2J</sub>	4,78	0,14	0,34	0,17
	AH <sub>3J</sub>	4,82	0,14	0,32	0,16

Tableau 34 : Matrice de corrélation entre les variables (Métaux lourds) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen

	Fe	Pb	Cu	Zn
Fe	1	0,89	0,75	-0,82
Pb		1	0,97	-0,45
Cu			1	-0,23
Zn				1

Tableau 35 : Matrice de corrélation entre les variables (paramètres bactériologiques et parasitologiques) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen

	SF	CT	CF	Nématodes
SF	1	0,98	0,13	-1,00
CT		1	-0,08	-0,96
CF			1	-0,20
Nématodes				1,00

Tableau 36 : Matrice de corrélation entre les variables (paramètres physico-chimiques) des eaux entrants à la STEP Kef Eddoukhen

	Ph	T	CE	SI	OD	TDS	Turb	MES	DCO	DBO <sub>5</sub>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>3</sub> <sup>-4</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TH	
<b>Ph</b>	1	0,83	0,88	-0,99	0,18	-0,57	0,79	0,75	-0,96	0,91	0,01	0,27	-0,89	0,95	-0,99	0,65	-0,35	0,74	-0,99	0,60	0,97	
<b>T</b>		1	0,99	-0,76	-0,40	-0,94	0,99	0,99	-0,95	0,99	0,57	0,77	-0,99	0,96	-0,76	0,96	0,24	0,99	-0,72	0,95	0,94	
<b>CE</b>			1	-0,82	-0,30	-0,89	0,97	0,97	-0,97	1,00	0,48	0,70	-1,00	0,98	-0,82	0,93	0,13	0,97	-0,79	0,91	0,97	
<b>SI</b>				1	-0,30	0,48	-0,66	-0,66	0,93	-0,86	0,11	-0,16	0,84	-0,91	1,00	-0,56	0,46	-0,65	1,00	-0,50	-0,94	
<b>OD</b>					1	0,70	-0,52	-0,52	0,08	-0,24	-0,98	-0,90	0,27	-0,13	-0,30	-0,63	-0,98	-0,53	-0,34	-0,68	-0,05	
<b>TDS</b>						1	-0,97	-0,97	0,77	-0,86	-0,82	-0,94	0,88	-0,80	0,48	-1,00	-0,56	-0,98	0,43	-1,00	-0,75	
<b>Turb</b>							1	1,00	-0,92	0,97	0,62	0,81	-0,98	0,94	-0,71	0,98	0,30	1,00	-0,67	0,97	0,91	
<b>MES</b>								1	-0,90	0,95	0,67	0,84	-0,96	0,91	-0,66	0,99	0,36	1,00	-0,63	0,98	0,88	
<b>DCO</b>									1	-0,99	-0,27	-0,52	0,98	-1,00	0,93	-0,83	0,09	-0,89	0,91	-0,79	-1,00	
<b>DBO<sub>5</sub></b>										1	0,42	0,65	-1,00	0,99	-0,86	0,91	0,07	0,95	-0,83	0,88	0,98	
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>											1	0,96	-0,45	0,31	0,11	0,77	0,93	0,68	0,16	0,81	0,24	
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>												1	-0,67	0,56	-0,16	0,91	0,80	0,85	-0,11	0,93	0,49	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>													1	-0,99	0,84	-0,92	-0,10	-0,96	0,81	-0,89	-0,97	
<b>PO<sub>3</sub><sup>-4</sup></b>														1	-0,91	0,85	-0,05	0,91	-0,89	0,82	1,00	
<b>Na<sup>+</sup></b>															1	-0,56	0,46	-0,65	1,00	-0,50	-0,94	
<b>K<sup>+</sup></b>																1	0,48	0,99	-0,51	1,00	0,81	
<b>Ca<sup>+2</sup></b>																	1	0,37	0,50	0,54	-0,12	
<b>Mg<sup>+2</sup></b>																		1	-0,61	0,98	0,87	
<b>Cl<sup>-</sup></b>																			1	-0,46	-0,92	
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>																				1	0,77	
<b>TH</b>																						1



Tableau 37 : Matrice de corrélation entre les variables (paramètres physico-chimiques) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen

	Ph	T	CE	SI	OD	TDS	Turb	MES	DCO	DBO <sub>5</sub>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>3</sub> <sup>-4</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TH	
Ph	1	0,97	0,93	0,71	-0,79	0,23	0,06	0,91	0,80	0,95	0,97	0,98	0,91	0,71	0,96	0,88	0,90	1,00	1,00	0,96	-0,68	
T		1	0,99	0,86	-0,61	0,46	0,98	0,98	0,92	1,00	1,00	1,00	0,98	0,52	1,00	0,73	0,98	0,95	0,98	1,00	-0,48	
CE			1	0,91	-0,52	0,56	1,00	1,00	0,96	1,00	0,99	0,98	1,00	0,41	1,00	0,65	1,00	0,91	0,95	1,00	-0,37	
SI				1	-0,12	0,85	0,94	0,94	0,99	0,89	0,86	0,83	0,94	0,00	0,88	0,28	0,94	0,66	0,73	0,87	0,04	
OD					1	0,42	-0,46	-0,46	-0,27	-0,56	-0,61	-0,66	-0,46	-0,99	-0,58	-0,99	-0,45	-0,82	-0,77	-0,59	0,99	
TDS						1	0,62	0,62	0,76	0,52	0,47	0,41	0,62	-0,52	0,50	-0,26	0,63	0,17	0,26	0,49	0,56	
Turb							1	0,47	0,64	0,37	0,31	0,25	0,47	-0,66	0,34	-0,43	0,49	0,00	0,09	0,33	0,69	
MES								1	0,98	0,99	0,98	0,97	1,00	0,35	0,99	0,59	1,00	0,88	0,92	0,99	-0,30	
DCO									1	0,95	0,93	0,90	0,98	0,15	0,94	0,42	0,98	0,77	0,82	0,94	-0,10	
DBO <sub>5</sub>										1	1,00	0,99	0,99	0,46	1,00	0,69	0,99	0,93	0,96	1,00	-0,41	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>											1	1,00	0,98	0,51	1,00	0,73	0,98	0,95	0,98	1,00	-0,47	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>												1	0,97	0,57	1,00	0,77	0,97	0,97	0,99	1,00	-0,53	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>													1	0,35	0,99	0,60	1,00	0,88	0,92	0,99	-0,31	
PO <sub>3</sub> <sup>-4</sup>														1	0,48	0,96	0,34	0,75	0,69	0,49	-1,00	
Na <sup>+</sup>															1	0,71	0,99	0,94	0,97	1,00	-0,44	
K <sup>+</sup>																1	0,58	0,90	0,86	0,71	-0,95	
Ca <sup>+2</sup>																	1	0,87	0,92	0,99	-0,29	
Mg <sup>+2</sup>																		1	1,00	0,94	-0,72	
Cl <sup>-</sup>																			1	0,97	-0,65	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>																				1	-0,45	
TH																					1	1

Tableau 38 : Matrice de corrélation entre les variables (Métaux lourds) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen

	<b>Fe</b>	<b>Pb</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Fe</b>	1	1,00	-0,45	0,89
<b>Pb</b>		1	-0,50	0,92
<b>Cu</b>			1	-0,81
<b>Zn</b>				1

Tableau 39: Matrice de corrélation entre les variables (paramètres bactériologiques) des eaux traitées par la STEP Kef Eddoukhen

	<b>SF</b>	<b>CT</b>	<b>CF</b>
<b>SF</b>	1		0,80
<b>CT</b>			1
<b>CF</b>			

**Tableau 40 : Comparaison entre les eaux traitées par lagunage de Kef Eddoukhen et les eaux traitées par autre STEP de différentes techniques**

	STEP de Kef Eddoukhen de El Atteuf	STEP DE Sidi Senoussi <sup>1</sup>	STEP de l'Emir Abdel Kader <sup>1</sup>	STEP de Médéa <sup>2</sup>	STEP de la ville de S'anaa <sup>3</sup>	STEP de Sfax Sud <sup>4</sup>	STEP 01 Kouinine de El Oued <sup>5</sup>
Technique de traitement	Lagunage naturel	Lagunage naturel	Lagunage naturel	Boues activées	Boues activées	Lagunage aéré	Lagunage aéré
Le volume d'eau traité annuellement	46 438 m <sup>3</sup> /j	838 m <sup>3</sup> /j	314 m <sup>3</sup> /j.	26.000 m <sup>3</sup> /jour	50 000 m <sup>3</sup> /j	24 000 m <sup>3</sup> /j	33904 m <sup>3</sup> /j
pH	8,48	7,69	7,71	7,58	7,5	7,1-8,7	8,08
T (C °)	18,5	-	-	10,91	-	-	16,89
CE (ms/cm)	3,11	-	-	2,43	-	4-7,7	5,86
MES (mg/l)	90	68	132	27	110,6	29-275	36,5
DBO <sub>5</sub> (mg d'O2/l)	94	59,36	45,46	5,89	102,41	37-220	32
DCO (mg d'O2/l)	137	132,24	121,72	53,76	189,04	123-700	80,86
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	32,18	54,55	21,8	23,97	100,5	-	48,56
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,68				14,84	-	1,09
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	76,3	24,32	20,38	18,2	34,6	0,35-50	4,65
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/l)	6,49	-		0,33		-	3,66
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	475,07	-	-	-	-	903-2580	-
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	456,28	-	-	-	-	490-732	-
Na <sup>+</sup> (mg/l)	253,69	-	-	-	-	780-2100	-
K <sup>+</sup> (mg/l)	27,76	-	-	-	-	17-105	-
Mg <sup>+2</sup> (mg/l)	179,82	-	-	-	-	0,26-209	-
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	312,6	-	-	-	-	103-521	-
SAR	4	-	-	-	-	10- 12 ,	-
Cu (mg/l)	0,7	-	-	-	-	<0,01-0,06	0,43
Fe (mg/l)	4	-	-	-	-	<0,013-1,69	0,42
Pb (mg/l)	0,16	-	-	-	-	0,001-0,37	0,13
Zn	0,5	-	-	-	-	0,01-0,27	-

[102]<sup>1</sup> ; [112]<sup>2</sup>; [108]<sup>3</sup>; [99]<sup>4</sup> ; [103]<sup>5</sup>