

N° d'ordre :

N° de série :

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ KASDI MERBAH OUARGLA



FACULTÉ DES SCIENCES APPLIQUÉES
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL ET HYDRAULIQUE

Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle

Spécialité : Hydraulique

Option : *Aménagement hydraulique en milieu aride*

Présentée par : *KHENGAOUI Khiria*

THEME

***Étude de l'effet de la salinité des eaux usées
sur le processus de la filtration lente sur sables***

Soutenu le **21 / 05 / 2017**

Devant le jury composé de :

KRIKER Abdelouahed	Professeur, Univ. K.M. Ouargla	Président
BEBBA Ahmed Abdelhafid	Professeur, Univ. K.M. Ouargla	Examineur
ISSAADI Rachid	Professeur, Univ. S.D. Blida	Examineur
DEHAK Karima	M.C.A, Univ. M.B. Boumerdés	Examinatrice
HADJ MAHAMMED Mahfoud	Professeur, Univ. K.M. Ouargla	Rapporteur
TOUIL Youcef	M.C.B, Univ. K.M. Ouargla	Co-Rapporteur

Remerciements

*Ce travail a été mené au sein du laboratoire de biogéochimie des milieux désertiques de l'Université Kasdi Merbah Ouargla, sous la direction de **Monsieur HADJ MAHAMMED Mahfoud**, Professeur à l'université de Ouargla, à qui j'adresse ma profonde gratitude et mes sincères remerciements pour les conseils et les encouragements qu'il n'a cessé de me prodiguer tout au long de mon doctorat.*

*Je remercie également du fond du cœur Monsieur **TOUIL Youcef** qui n'a pas hésité une seconde à codiriger cette thèse. Qu'il trouve ici le témoignage de ma gratitude pour ses conseils avisés et son soutien indéfectible au cours de ma formation universitaire.*

*J'exprime ma profonde reconnaissance à Monsieur **KRIKER Abdelouahed**, Professeur et Doyen de la faculté des sciences appliquées à l'université Kasdi Merbah Ouargla, qui me fait l'honneur de présider Le jury de cette thèse et surtout pour son soutien.*

*Je tiens également à exprimer ma reconnaissance à **Messieurs BEBBA Ahmed Abdelhafid**, Professeur à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, **ISSAADI Rachid**, Professeur à l'université de Blida et **Mme DEHAK Karima**, Maitre de conférences A, à l'université de Boumerdés, pour avoir accepté d'examiner ce travail.*

Je ne puis omettre de remercier chaleureusement :

- ✓ *Les membres du laboratoire de biogéochimie des milieux désertiques pour leur disponibilité, leur gentillesse; surtout : Houria, Habiba, Zohra, Fatiha, Selwanne, Salah et Zakaria pour leur assistance, patience et soutien.*
- ✓ *Les membres du laboratoire pédagogique de la faculté des sciences de la nature et de la vie et les membres du laboratoire de recherche EVRNZA, pour leur aide précieuse.*
- ✓ *Tous les enseignants et travailleurs du département de l'hydraulique et de génie civil pour leur contribution à ma formation.*
- ✓ *Les personnels des Laboratoires de l'ADE et l'ANRAH et plus particulièrement Mme Zineb et Melle Nadjah pour m'avoir réalisé quelques analyses.*

Enfin, merci à tous mes collègues et mes amis de laboratoire qui se reconnaîtront ici, je leur exprime également ma profonde sympathie et je leur souhaite beaucoup de réussite.

Résumé :

L'utilisation d'un matériau local, tel que le sable des dunes, comme filtre biologique s'est avéré une technique prometteuse pour l'épuration des eaux usées dans les zones arides.

Parmi les nombreux paramètres qui conditionnent le pouvoir épuratoire de ces milieux naturels est la qualité de l'eau à traiter et la nature du matériau.

Cette étude vise à comparer les performances du traitement aérobique des eaux usées domestiques en fonction de leur salinité. A cet effet, nous avons préparé des échantillons d'eaux synthétiques en y ajoutant du $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ pour obtenir des salinités entre 0.751 ± 0.029 et 3.52 ± 0.16 mS/cm, et comme support filtrant, le sable de N'goussa naturel et lavé (Ouargla).

Les paramètres analysés sont : le pH, la conductivité électrique, la demande biologique en oxygène et la demande chimique en oxygène. L'évaluation comparative est basée sur la détermination des rendements entre la sortie et l'entrée du filtre granulaire.

Le traitement de ces eaux usées par la filtration lente par l'utilisation de sable comme un filtre biologique à l'échelle de laboratoire, montre que son efficacité diminue avec l'augmentation du taux de salinité. Ceci est illustré par les valeurs des rendements de la DCO enregistrées : telles que les salinités de 0.538 ± 0.021 g/l et 2.620 ± 0.009 g/l qui leur correspondent des rendements de 100 % et 50 % respectivement. Au même titre que pour les rendements de DBO_5 obtenus en parallèle entre 100 % et 50 %.

L'augmentation de la teneur en sel dans les eaux usées peut poser certains problèmes dans les systèmes de traitement en particulier sur les unités biologiques causant la plasmolyse et / ou la perte de l'activité des cellules telle que citée dans la littérature. En outre, l'utilisation de sable naturel tel que celui de N'goussa et la présence de Ca^{++} avec des concentrations connues, peuvent améliorer la qualité des eaux usées filtrées par la fixation des colloïdes sur le matériau granulaire.

Mots clés: filtration biologique, traitement des eaux usées, salinité, sable naturel et lavé, rendement épuratoire.

Abstract

The use of a local material, such as dune sand, as a biological filter has proved to be a promising technique for the treatment of wastewater in arid zones. Among the many parameters that determine the purifying power of these natural environments, is the quality of the water to be treated and the nature of the material.

The purpose of this study is to compare the performance of aerobic treatment of domestic wastewater with salinity. To this effect, we have prepared samples of synthetic water by adding $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ to obtain salinity between 0.751 ± 0.029 and 3.52 ± 0.16 mS/cm, and as a filter medium the natural and washed N'goussa sand (Ouargla).

The parameters analyzed are: pH, electrical conductivity, biological oxygen demand and chemical oxygen demand. The comparative evaluation is based on the determination of the yields between the outlet and the inlet of the granular filter. Treatment of this wastewater by slow filtration through the use of sand as a biological filter on a laboratory scale shows that its effectiveness decreases with increasing salinity. This is illustrated by the values of the recorded COD yields: such as the salinity of 0.538 ± 0.021 g/l and 2.620 ± 0.009 g/l corresponding to the yields of 100% and 50%, respectively. In the same way as for the yields of BOD_5 obtained in parallel between 100% and 50%.

The increase in the salt content in the waste water may present certain problems in the treatment systems, in particular on the biological units causing plasmolysis and/or the loss of the activity of the cells as mentioned in the literature. Furthermore, the use of natural sand such as N'goussa and the presence of Ca^{++} with known concentrations can improve the quality of the filtered wastewater by fixing the colloids on the granular material.

Key words: biological filtration, wastewater treatment, salinity, natural and washed sand, purification yield.

ملخص :

إن استخدام المواد المحلية، مثل الكثبان الرملية، كمرشح بيولوجي هي تقنية واعدة لعلاج مياه الصرف الصحي في المناطق القاحلة. ومن بين العديد من العوامل التي تحدد القدرة التطهيرية لهذه الأوساط الطبيعية هي نوعية الماء المعالج وطبيعة الوسط.

وتهدف هذه الدراسة إلى مقارنة أداء المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي المحلية على أساس نسبة الملوحة فيها. وتحققا لهذه الغاية قمنا بإعداد عينات من المياه الاصطناعية عن طريق إضافة $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ عن الملوحة بين 0.751 ± 0.029 و 3.50 ± 0.16 mS/cm، وكمواد مرشحة : رمل نقوسة في حالته الطبيعية والمغسولة (ورقلة).

العوامل المتغيرة التي تم تحليلها هي : درجة الحموضة، التوصيل الكهربائي، والطلب على الأوكسجين البيولوجي والطلب على الاكسجين الكيميائي. ويستند القياس على تحديد العوائد (المردود) بين الداخل إلى و الخارج من المرشح الحبيبي.

معالجة مياه الصرف بواسطة الترشيح البطيء عن طريق استخدام الرمل كعامل تصفية البيولوجي على مستوى المختبر. يدل على أن فعاليتها تتناقص مع زيادة الملوحة و يتضح ذلك من قيم عائدات DCO المسجل : مثل ملوحة 0.538 ± 0.021 غ / ل و 2.620 ± 0.009 غ / ل، وهو ما يعادل عائداتها بنسبة 100% و 50% على التوالي. نفس الشيء لعوائد DBO_5 التي تم الحصول عليها في نفس الوقت ما بين 100% و 50%.

إن تزايد نسبة الأملاح في مياه الصرف الصحي قد تشكل بعض المشاكل خصوصا في أنظمة المعالجة على الوحدات البيولوجية محدثا انحلال للأغشية و/أو تثبط نشاط الخلايا كما ورد في بعض المراجع. ولكن استخدام رمل نقوسة الطبيعي ووجود الكالسيوم بتركيز معلومة، يمكن أن يحسن نوعية مياه الصرف الصحي المرشحة من ناحية الحجز على للغرويات على المادة الحبيبية.

الكلمات المفتاحية : الترشيح البيولوجي، معالجة مياه الصرف الصحي، الملوحة، الرمل الطبيعي، الرمل المغسول، مردود التصفية.

Titre	Page
<i>Liste des tableaux</i>	IV
<i>Liste des figures</i>	V
<i>Liste des photos</i>	VI
<i>Abréviation</i>	VII
<i>Introduction générale</i>	01
<i>Partie théorique</i>	
<i>Chapitre I : Synthèse bibliographique</i>	
I. Généralités sur la salinité	03
I.1 Salinité et sel	03
I.1.1 Salinité des sols	03
I.1.2 Origine de la salinité et les mécanismes de la salinisation des sols:	04
I.1.3 Quelques sels solubles dans les sols :	04
I.2 Salinité de l'eau :	05
I.2.1 Origine des sels et composition chimique des eaux :	05
I.3 Expression de la salinité :	06
I.4 Impact de la salinité :	07
II. Généralités sur les paramètres de qualité et traitement des eaux usées	08
II.1 Définition d'une eau usée	08
II.2 Composition des eaux à évacuer :	08
1- Eaux usées domestiques :	
2- Eaux usées industrielles :	
3- Eaux de pluie :	
4- Eaux agricoles	
II.3 Caractéristiques des eaux usées :	09
II.6 Procédés de traitement des eaux usées :	10
III Généralités sur l'épuration biologique	12
III.1 Principe de fonctionnement :	12
III.2 Mécanisme aérobie de dégradation de la pollution organique	12
III.3 Généralités sur la technique de filtration	13
III.4 But de la filtration :	14
III.5 Filtration sur sable (la filtration lente) :	14
III.6 Mécanisme de dégradation de la pollution organique par la filtration sur milieu poreux :	14
III.7 Facteurs affectant l'efficacité du procédé de filtration :	15
III.8 Généralités sur le traitement des effluents salins par voie biologique :	15
<i>Chapitre II : Matériels et Méthodes</i>	
II. Matériels et méthodes	18
II.1 Choix du sable	18
II.2 Méthode d'échantillonnage :	19
II.3 Caractéristiques des matériaux filtrants :	20
II.3.1 Analyse granulométrique :	20
II.3.2 Principales caractéristiques physiques des matériaux filtrants :	24
II.4 Préparation du sable lavé	25
II.4.1 Analyse granulométrique :	26
II.4.2 Densité réelle Pr:	27
II.4.3 Paramètres chimiques du sable :	28

a. Le pH :	28
b. Conductivité électrique :	29
c. Teneur en matières organiques MO :	29
d. Calcaire total :	30
II.5 Préparation des pilotes :	31
II.6 Eaux usées synthétiques :	33
II.6.1 Eaux usées synthétiques salines :	35
II.6.2 Choix du sel (chlorure de calcium) :	35
II.7 Débit d'alimentation	35
<i>Chapitre III : Impact de la salinité des eaux usées sur l'efficacité de la filtration biologique sur sable lavé</i>	
III L'impact de la salinité des eaux usées sur l'efficacité de la filtration biologique sur sable lavé:	37
III.1 Matériels et méthodes :	37
III.1.1 Caractéristiques des eaux usées utilisées	37
III.1.2 Conductivité électrique (CE)	38
III.1.3 Le pH :	39
III.1.4 Demande chimique en oxygène (DCO)	40
III.2 Caractéristiques du milieu filtrant :	40
III.2.1 Densité apparente et la porosité :	41
III.3 Résultats et discussion	42
III.3.1 Demande chimique en oxygène	42
III.3.2 Le pH	45
III.3.3 La Conductivité Electrique (CE)	45
III.3.3 La teneur en ions majeurs	47
<i>Chapitre IV : Comparaison performances du sable lavé et du sable naturel</i>	
IV. Comparaison des performances du sable lavé et du sable naturel non lavé dans le traitement des eaux usées de différentes salinités	58
IV.1 Matériels et méthodes	58
IV.1.1 Matériaux filtrants	58
IV.1.2 Qualité des eaux usées	59
IV.1.3 Régime d'alimentation des pilotes	59
IV.1.4 Dispositifs expérimentaux	59
IV.2 Résultats et discussion (traitement sur un filtre à sable lavé)	61
IV.2.1 Le pH	61
IV.2.2 Conductivité Electrique (CE)	61
IV.2.3 Demande chimique en oxygène	63
IV.2.4 Demande biologique en oxygène	65
IV.3 Résultats et discussion (traitement sur un filtre à sable N'goussa naturel)	68
IV.3.1 Le pH	68
IV.3.2 Conductivité électrique CE	69
IV.3.3 Demande chimique en oxygène DCO	71
IV.3.4 Demande biologique en oxygène DBO ₅	73
V.4 Résultats et discussion (sur la comparaison des performances du sable lavé et du sable naturel)	74
IV.4.1 Le pH :	74

IV.4.1 Conductivité électrique	76
IV.4.1 Demande chimique en Oxygène	79
IV.4.1 Demande biologique en oxygène DBO ₅ :	81
<i>Conclusion générale</i>	85
<i>Références bibliographiques</i>	88
<i>Production scientifique</i>	
<i>Annexes</i>	

N°	Titre	Page
Chapitre II		
II.01	Echelle des dimensions des particules.	20
II.02	Systèmes de classification des sols	21
II.03	Masse minimale de tamisât nécessaire en fonction de la dimension d'ouverture des mailles des tamis et les diamètres des tamis.	22
II.04	Description des sols en fonction du Cc et Cu	24
II.05	Paramètres physiques de la granulométrie du sable de N'goussa naturel	25
II.06	Echelle de salinité des sols	29
II.07	Qualificatif selon la teneur en matières organiques	30
II.08	Qualificatif selon le taux de calcaire.	30
II.09	Paramètres chimiques du sable de N'goussa naturel et lavé	30
II.10	Composition moyenne d'un effluent domestique	33
II.11	Différentes compositions de l'eau usée (eau référentielle)	34
Chapitre III		
III.01	Caractéristiques moyennes des eaux usées synthétiques	39
III.02	Caractéristiques physico-chimiques du sable lavé	40
III.03	Variation de la DCO en fonction du temps (sable lavé).	42
III.04	Variation du pH en fonction du temps (sable lavé)	45
III.05	Variation de la conductivité électrique à 25 °C en fonction du temps (sable lavé)	46
III.06	Valeurs de Δ CE en fonction du temps.	46
III.07	Concentrations des ions majeurs	48
Chapitre IV		
IV.01	Paramètres physico-chimiques de sable N'Goussa naturel et lavé	58
IV.02	Caractéristiques des eaux usées utilisées	59
IV.03	Variation du pH en fonction du temps (sable lavé)	61
IV.04	Valeurs de la DCO en fonction du temps (sable lavé)	63
IV.05	Valeurs de la DBO ₅ en fonction du temps (sable lavé)	65
IV.06	Variation le pH en fonction de temps (sable naturel)	68
IV.07	Valeurs de la DCO en fonction du temps (sable naturel)	71
IV.08	Valeurs de la DBO ₅ en fonction du temps (sable naturel)	73
IV.09	Variations du pH en fonction de temps pour les 12 filtres.	75
IV.10	Variation de la conductivité électrique à 25 °C en fonction du temps pour les 12 filtres.	76

Figures N°	Titre	Page
01	Principales caractéristiques des eaux usées	10
02	procédés de traitement des eaux usées.	11
03	Illustration des mécanismes d'enlèvement en milieu poreux soit (A) la formation de gâteau (schmutzdecke), (B) l'enlèvement stérique et (C) l'enlèvement physico-chimique	15
04	Variation de la vitesse de diminution de la Demande Chimique en Oxygène en fonction de la teneur en sel	17
05	Courbe granulométrique du sable de N'goussa	23
06	Taux de rétention du sable de N'goussa lavé, pour chaque tamis.	27
07	Normes d'interprétation du pH-eau du sol	28
08	Composition d'un filtre	32
09	Répartition des différents composants des six eaux usées synthétiques	38
10	Schéma des pilotes, du support filtrant, utilisés	41
11	Variation de la DCO en fonction du temps (sable lavé)	43
12	Variation du Cl ⁻ en fonction du temps	49
13	Variation du HCO ⁻ en fonction du temps	50
14	Variation de CO ₃ ⁻ en fonction du temps.	50
15	Variation du SO ₄ ⁻ en fonction du temps	51
16	Variation du Ca ⁺⁺ en fonction du temps.	52
17	Variation du Mg ⁺⁺ en fonction du temps.	52
18	Variation du Na ⁺ en fonction du temps.	54
19	Variation du K ⁺ en fonction du temps	54
20	Schéma de formation des humus naturels	55
21	Schéma de l'activité microbienne (a : respiration de la bactérie, b : production d'énergie grâce aux nutriments pour former une cellule fille). (Cas des organismes aérobies et anaérobies)	56
22	Dispositifs expérimentaux	60
23	Variations de la conductivité électriques en fonction du temps (sable lavé)	62
24	Rendement épuratoire de l'élimination de la DCO (sable lavé)	64
25	Evolution du rendement en DBO ₅ en fonction du temps	65
26	Variations de la conductivité électrique en fonction de temps	70
27	l'évolution de la DCO en fonction du temps	72
28	l'évolution de la DBO ₅ en fonction du temps	74
29	Valeurs de ΔCE en fonction du temps soit (Eau usée 1) ΔCE de P-01 et P-07, (Eau usée 2) ΔCE de P-02 et P08, (Eau usée 3) ΔCE de P-03 et P09, (Eau usée 4) ΔCE de P-04 et P010, (Eau usée 5) ΔCE de P-05 et P11 et (Eau usée 6) ΔCE de P-06 et P12	77
30	Rendement de la DCO en fonction du temps, soit (Eau usée 1) de P-01 et P-07, (Eau usée 2) de P-02 et P-08, (Eau usée 3) de P-03 et P-09, (Eau usée 4) de P-04 et P-10, (Eau usée 5) de P-05 et P-11 et (Eau usée 6) de P-06 et P-12	79
31	Rendement de la DBO ₅ en fonction du temps soit : (Eau usée 1) de P-01 et P-07, (Eau usée 2) de P-02 et P-08, (Eau usée 3) de P-03 et P-09, (Eau usée 4) de P-04 et P-010, (Eau usée 5) de P-05 et P-011 et (Eau usée 6) de P-06 et P-12.	82

<i>Photo N°</i>	<i>Titre</i>	<i>Page</i>
01	Analyse microscopique des matériaux filtrants	26
02	(A) Schmutzdecke humide (B) Schmutzdecke sèche, et (C) Biomasse	80
03	(A) colmatage permanent, et (A) et (C) colmatage temporaire.	83

Liste des abréviations

CaCO₃	Calcaire
Cc	Coefficient de courbure
CE	Conductivité électrique
ΔCE	Différence entre la CE ₁ de l'eau usée à l'entrée et celle de l'eau filtrée à la sortie CE ₂
Cu	Coefficient d'uniformité
d₁₀	Diamètre effectif correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse d'échantillon.
d₃₀	Diamètre effectif des particules qui correspond à 30% du passant.
d₆₀	Diamètre effectif des particules qui correspond à 60% du passant.
Da	Masse volumique apparente
DBO₅	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EU	Eau usée
MES	Matière en suspension
MO	Matière organique
mS/cm	milli-Siemens/centimètre
P-..	Pilote ...
n (%)	Porosité
P_r	Densité réelle
R (%)	Rendement

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

Le traitement des eaux usées domestiques est de nos jours un sujet très important en matière de protection de l'environnement. La réutilisation de ces eaux et leur recyclage se présentent comme des possibilités déjà mises en application par les scientifiques. L'utilisation de ces eaux en agriculture dans les régions arides et semi-arides, revêt un intérêt très important en termes de valorisation des ressources hydriques ayant pour principale conséquence la protection de l'environnement.

La région d'Ouargla connaît un grave problème d'excédent hydrique, généré par l'utilisation des eaux potables dans l'irrigation plutôt que l'utilisation des rejets des eaux usées résiduaires ou les eaux usées traitées par le lagunage aéré au niveau des stations d'épuration.

Contenant une teneur en sels inorganiques élevée, ces eaux usées provoquent une forte pollution des milieux récepteurs. Ce qui peut avoir des incidences sur les propriétés physico-chimiques des eaux et des sols, au vu des apports de matières dissoutes ou en suspension, de micro-organismes et d'une dégradation des sols par une accumulation des sels.

La salinité de l'eau ou du sol, est considéré comme l'un des problèmes qui affectent l'aspect environnemental de la région de Ouargla, tels que:

- ✓ la faible pente topographique, faisant apparaître des quantités non négligeables d'eaux excédentaires;
- ✓ la remontée de la nappe phréatique (le niveau piézométrique de la nappe phréatique);
- ✓ l'absence d'exutoire à proximité pour évacuer ces excédents, il faut noter que le seul exutoire au niveau de cette région se situe à une vingtaine de kilomètres au nord de Ouargla (Sebkha de Safioune).

Ce travail, entrant dans le cadre d'un projet de recherche relatif à la valorisation des ressources naturelles par leur exploitation dans le domaine du traitement des eaux, aura pour objectif d'évaluer l'influence de la salinité sur le rendement épuratoire d'un filtre à sable (considéré comme filtre biologique et réalisé au laboratoire).

Le sud de l'Algérie est connu pour ses immenses dunes de sables qui recouvrent une partie de son territoire (Sahara). Ce sable présente des caractéristiques qui permettent d'entrevoir une valorisation dans le domaine du traitement des eaux usées sous forme de la filtration lente qui est utilisée depuis longtemps. Le sable du Sahara peut se présenter sous forme de diverses carrières et de différentes propriétés. Ce matériau naturel peut avoir un effet

sur le processus de la filtration lente quand il est utilisé en état naturel comme un support filtrant.

La technique de filtration est un procédé en plein développement dans le traitement des eaux usées, car elle permet d'élargir l'éventail des possibilités de réutilisation de ces eaux. Ce système d'épuration à faible coût paraît le mieux adapté à notre contexte local en raison des avantages et des potentialités qu'il offre. L'efficacité de cette technique est donc orientée sur l'étude d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques et sur la caractérisation du massif filtrant.

L'objectif général de notre travail est de contribuer à la compréhension du rôle (i) de la nature des matériaux filtrants et (ii) l'effet de la salinité de l'eau brute sur l'élimination des polluants par filtration granulaire. A cet effet, il s'agira donc de :

- Suivre l'élimination des polluants organiques des eaux usées ayant des taux de salinité différents par le procédé de filtration lente (cas du sable de N'goussa lavé), par le suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques tels que: le pH, la conductivité électrique, la demande chimique en oxygène et la demande biologique en oxygène pour comprendre l'influence des conditions de fonctionnement sur les performances épuratoires de notre procédé.
- Etudier les performances épuratoires de ce procédé par la comparaison entre deux supports filtrants qui sont le sable N'goussa naturel et le sable de N'goussa lavé.

Notre manuscrit est divisé en deux parties : la première partie est consacrée à une synthèse bibliographique scindée en 3 volets dont le premier est consacré aux généralités sur les sols et les eaux en termes de salinité, suivi par un screening sur les compositions des eaux usées ainsi que sur les techniques de leur traitement. Le troisième volet constitue un aperçu sur la technique de filtration biologique dans le domaine de l'épuration des eaux résiduaires.

Dans la deuxième partie (expérimentale) répartie en trois chapitres, nous présentons dans le premier (noté chapitre II) l'étude et la caractérisation des matériaux préalablement choisis ainsi que des eaux usées préparées. Le chapitre III, est consacré au fonctionnement de notre dispositif expérimental et l'effet de la qualité chimique des eaux usées en termes de « salinité » sur les processus de la filtration. Et enfin, nous développerons dans le dernier chapitre, les résultats obtenus ainsi que les discussions relatives aux différents aspects de l'étude entreprise dans ce travail.

En dernier lieu, une conclusion et des perspectives sont résumées à la fin de notre document.

CHAPITRE I

Synthèse bibliographique

I Généralités sur la salinité

I.1 Salinité et sel

Les termes du sel et de la salinité sont souvent utilisés de façon interchangeable, et parfois de manière incorrecte. Un sel est tout simplement un minéral inorganique qui peut se dissoudre dans l'eau. Beaucoup de gens associent avec le sel de chlorure de sodium (sel de table). En réalité, les sels qui affectent à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines sont souvent une combinaison de sodium, le calcium, le potassium, le magnésium, les chlorures, les nitrates, les sulfates, les bicarbonates et les carbonates.

Ces sels proviennent souvent de la croûte terrestre. Ils peuvent également entraîner des intempéries, dans lequel de petites quantités de roche et d'autres dépôts sont dissous dans le temps et emportés par l'eau. Cette altération lente peut provoquer des sels accumulés à la fois dans les eaux superficielles et souterraines. Le ruissellement de surface de ces sels dissous est ce qui donne la teneur en sel de nos océans et nos lacs. Les engrais et amendements organiques ajoutent également des sels dans le sol.[01]

I.1.1 La Salinité des sols :

Jusqu'à une époque récente, la salinité des sols était mesurée par leur teneur en chlore dosé par la méthode de Lagatu et exprimée en chlorure de sodium. Ce mode d'expression ne donnait pas satisfaction car de nombreux autres sels pouvaient être présents et ne pas apparaître à l'analyse. La méthode électrique qui mesure la conductibilité des extraits de sol lui est aujourd'hui préférée. A partir de cette mesure, il est possible de calculer, avec une approximation suffisante, la teneur en sels solubles du sol. Pour simplifier, il est admis que la salinité d'un sol s'exprime en conductibilité spécifique à 25 degrés Celsius de la solution obtenue à partir du sol, en abrégé CE 25°C. Plusieurs types d'extraits de sols ont été proposés.[02]

La salinité –c'est-à-dire l'excès de sels solubles- est probablement la caractéristique contrainte à la croissance végétale la plus répandue dans les zones arides irriguées. Heureusement, comme ils sont solubles, ces sels sont mobiles et peuvent donc être éliminés par lessivage si les conditions de drainage sont satisfaisantes. Par conséquent, leur présence au moment d'une prospection pédologique peut ne pas avoir une grande importance du point de vue du développement de l'irrigation si les conditions de lessivage sont bonnes.

Un excès de sels solubles dans le sol est souvent associé à un excès de sodium échangeable dans le complexe absorbant.[03]

I.1.2 Origine de la salinité et les mécanismes de la salinisation des sols:

L'accumulation des sels dans les sols s'est effectuée grâce à plusieurs fractions, dont les principaux sont :

➤ Salinisation primaire :

Des roches parentales (des matériaux primitifs) plus ou moins salées, résultant du processus d'altération de ces roches [02] et la migration et le dépôt des sels dissous dans l'eau dépendent des caractéristiques du milieu naturel et des précipitations. Dans les régions arides ou semi-arides, le lessivage et le transport en profondeur des sels dissous n'existent plus et l'évapotranspiration importante favorise la concentration des sels dans le sol.[04]

➤ salinisation secondaire : [02,04]

Elle résulte de divers facteurs dont l'irrigation avec :

- les eaux d'irrigation ou les eaux superficielles et les nappes d'eau souterraines, en milieu mal drainé ;
- l'inondation par des eaux de la cuvette où elles stagnent et s'évaporent ;
- la très forte évaporation et la concentration des sels dans le temps ;
- la remontée d'une nappe phréatique (par capillarité) formée par des eaux salines ;

La salinisation et l'alcalinisation sont des processus de dégradation des sols en temps et en dynamique de l'espace qui réduisent l'étendue et la productivité des terres agricoles. Les résultats de la salinisation de la concentration et la précipitation des sels solubles dans l'eau tels que les chlorures, les sulfates et les carbonates de sodium, de magnésium ou de calcium sur la surface du sol, dans le sous-sol et les eaux souterraines. L'alcalinisation implique un enrichissement en ions sodium.

Trois types de sols affectés par le sel et sont généralement distingués sur la base de leurs caractéristiques chimiques et physiques: les sols salins, les sols salins-alcalins et alcalino-terreux ou les sols sodiques. Une distinction entre la salinisation primaire, en développement en raison de facteurs géologiques, climatiques, topographiques et hydrologiques sans intervention humaine, et par opposition la salinisation secondaire, elle résulte des activités humaines, dont principalement l'irrigation. [02,05-09]

I.1.3 Quelques sels solubles dans le sol: [02,04]

Les sels les plus fréquents, qu'on trouve dans le sol sont :

✓ *Les Carbonates et les bicarbonates*

CaCO_3 ; MgCO_3 ; $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$; Na_2CO_3 ; K_2CO_3 ; $\text{K}_2\text{CO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

✓ *Les sulfates*

(CaSO₄, 2H₂O) gypse ; CaSO₄ ; MgSO₄ ; NaHSO₄ ; NaSO₄, MgSO₄.2H₂O; K₂SO₄

✓ *Les chlorures :*

CaCl₂ ; MgCl₂.6H₂O ; NaCl ; KCl

Les sels dans les zones arides sont présents au sein de plusieurs phases :

- Dans la phase liquide du sol : c'est le cas principalement des sels solubles et de la garniture ionique du complexe adsorbant
- Dans les phases salines solides représentées principalement par la calcite et le gypse.

I.2 La salinité de l'eau :

La salinité, résultat de l'interaction entre le climat, les matériaux du sol (nature, texture, structure) et l'eau dans le sol (nature, dynamique) intéresse des superficies très importantes. [09]

La salinité d'une eau, ou teneur en matière solubles, peut s'exprimer facilement par sa conductivité électrique à 25 degrés Celsius (CE 25 °C). En effet, il existe une relation simple liant la conductivité d'une solution à sa teneur en cations ou en anions exprimés en milliéquivalents (mé) :

$$CE (\text{à } 25^{\circ}\text{C}) : 100 \times c$$

c : représente la teneur en milliéquivalents par litre, positives ou négatives, de la solution. Cette relation est valable pour les solutions diluées des électrolytes forts, mais le transport d'électricité se faisant par les ions, elle devient rapidement approchée puis fautive quand la concentration augmente, elle dépend alors du degré de dissociation des sels dissous, donc de leur nature.[02]

La salinité est une mesure de la concentration des minéraux dissous dans l'eau. La salinité (S ‰) est définie conventionnellement comme la masse en grammes des composés solides séchés à poids constant.[10]

I.2.1 Origine des sels et composition chimique des eaux :

L'eau liquide qui se forme par condensation en altitude est relativement pure et avant d'atteindre le sol, dissout des gaz et absorbe des composés solubles et insolubles présents dans l'air.

À son arrivée au sol, beaucoup de composants de la croûte terrestre peuvent être dissous par l'eau de pluie au cours du ruissellement ou de la traversée des couches géologiques perméables.[11].

Les substances présentes dans l'eau peuvent être classées selon deux modes différents :

- suivant leur nature chimique : organique ou minérale ;
- suivant leur état physique : matières dissoutes, colloïdes ou en suspension.

Ces distinctions sont arbitraires dans la mesure où, d'une part, une substance peut se trouver soit à l'état dissous, soit en suspension selon les conditions du milieu, et, d'autre part, l'eau est le siège de phénomènes de dégradation biologique qui peuvent transformer des substances organiques en substances minérales.[11]

Les eaux de surface sont en général caractérisées par une haute teneur en oxygène,[12], avec une contamination bactérienne, organique et inorganique élevée.[11]. Cette contamination est surtout imputable au déversement des rejets domestiques, agricoles et industriels.

Les sels solubles les plus couramment rencontrés sont :

✓ des bicarbonates :

Dans les eaux naturelles, l'alcalinité, exprimée en HCO_3^- présent dans une eau à plusieurs formes : [10]

- percolation de l'eau au travers de terrains en région substrat acide ou une région calcaire;
- rejet urbains, en matières organiques, phosphate, ammoniacale... ;
- rejet industriel (apports basiques ou acides)

✓ des chlorures :

Les chlorures présents dans une eau peuvent avoir plusieurs origines :[13]

- percolation de l'eau au travers de terrains salés ;
- infiltration d'eaux marines dans la nappe souterraine... ;
- rejet humains, en particulier d'urine ;
- industries extractives comme des mines de potasse ou des salines.

✓ des sulfates :

La concentration en ions sulfate des eaux naturelles est très variable lorsqu'il y a : [14]

- percolation de l'eau dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé.
- rejet industriel (combustion des produits fossiles, l'utilisation des hydrocarbures)

I.3 Expression de la salinité : [01,02,04,06-08,15-18]

En général, la salinité totale peut s'exprimer de diverses façons :

- ✓ par la teneur en sels solubles de la solution de sol exprimée en mEq /l ou mg/l.
- ✓ par la conductivité électrique de cette solution de sol, CE en mho/cm, en (mmho/cm=mS/cm) ou en ($\mu\text{mhos/cm}=\mu\text{S/cm}$).
- ✓ par le pourcentage (%) de la masse sèche.
- ✓ La concentration en sel est donnée par le TDS (Quantité Totale de Matière Dissoutes) exprimé en mg de sel par litre d'eau (mg/L) ou en gramme de sel par mètre cube d'eau (g/m^3) (i.e. $\text{mg/L}=\text{g/m}^3=\text{ppm}$).
- ✓ La concentration en sel peut aussi être mesurée grâce à la conductivité électrique de l'eau d'irrigation (CEi).

La conductivité électrique est exprimée en millimhos par centimètre (mmhos/cm) ou deciSiemens par mètre (dS/m) ou microSiemens par centimètre (i.e. $1\text{dS/m}=1000\mu\text{S/cm}$).

- ✓ La relation entre la concentration en sel (C) et la conductivité électrique (CEs) est approximativement: $C = 640 \text{ CEs}$.
- ✓ Une autre technique pour estimer la concentration en sel se fait en mesurant la conductivité électrique de l'eau extraite d'un échantillon de sol saturé (CEs).
- ✓ La relation approximative entre la conductivité électrique de l'eau d'irrigation (CEi) et la salinité du sol est $\text{ECs} = 1.5 \text{ CEi}$, si environ 15% de l'eau appliquée est drainée à la racine des récoltes.

I.4 L'impact de la salinité :

L'impact de la salinité sur les rivières et les eaux souterraines est une préoccupation croissante dans de nombreuses régions du monde. La salinité, normalement mesurée en taux de solides dissous totaux (TDS), est introduit dans les rivières des deux sources naturelles et anthropiques. Les sources primaires comprennent le ruissellement agricole, le lessivage du sol, et l'évacuation des usines de traitement des eaux usées. Une forte concentration de TDS provoque des changements dans la composition ionique de l'eau, ce qui affecte le rendement des cultures, corrode les tuyaux et autres structures, et peut également contenir des ions toxiques qui affectent les communautés biotiques. La salinité élevée peut limiter la biodiversité et affecte les espèces les moins tolérantes à des stades de la vie-spécifiques.

Plusieurs études ont examiné les effets de la salinité sur les rivières, la vie aquatique, les cultures et les infrastructures de l'eau. Les effets de la salinité sont plus importants dans

les régions arides et semi-arides du monde, et dans certains endroits aquatique est si saline qu'il est devenu impropre à tout usage. [15]

II. Généralités sur les paramètres de qualité et de traitement des eaux usées

II.1 Définition d'une eau usée

«La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive des propriétés physico-chimiques et biologiques, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établit».

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance.[19]

II.2 Composition des eaux à évacuer :

Les eaux usées sont toutes les eaux parvenant dans les canalisations d'eau usées, ces eaux que doit évacuer le réseau d'assainissement proviennent de plusieurs origines :

1- Eaux usées domestiques :

Essentiellement porteuses de pollution organique et se répartissant en eaux ménagères ou grises (salles de bains et cuisines) généralement chargées en détergents, en graisses, en solvant et en débris organiques ; et en eaux vannes (rejets des toilettes) caractérisées par une importante charge en diverses matières organiques, azotées et en germes fécaux et pathogènes.[20]

2- Eaux usées industrielles :

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques azotées ou phosphorées, elles peuvent aussi contenir des produits toxiques [21], des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures...

Avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, les eaux usées industrielles doivent faire l'objet d'un traitement. Elles ne sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épurations.[19]

3- Eaux de pluie :

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...) [22]

4- Eaux agricoles

L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses. Les eaux agricoles issues de terres cultivées chargés d'engrais nitrates et phosphates, sous une forme ionique ou en quantité telle, qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues.[19]

II.3 Les caractéristiques des eaux usées :

Les composés que l'on retrouve dans les eaux usées sont très nombreux et variés. L'une des conséquences de l'utilisation des eaux est la génération d'eaux usées dont la composition dépend de leur origine ou, autrement dit, de leur nature.

Pour déterminer le degré de pollution, on ne peut pas identifier la totalité des composés chimiques présents. Ces paramètres globaux (que l'on va appeler), mesurés par des analyses courantes, correspondent aux principales pollutions et ce sont eux l'on retrouve dans les normes de rejet.[13,23].

Les normes de rejet des eaux usées, fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution généralement exprimés en mg/l, est quantifié et apprécié par une série d'analyses. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs.[19]

Pour les eaux usées domestiques, industrielles et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes (voir la figure 01) [02,13,19,21,29-35] :

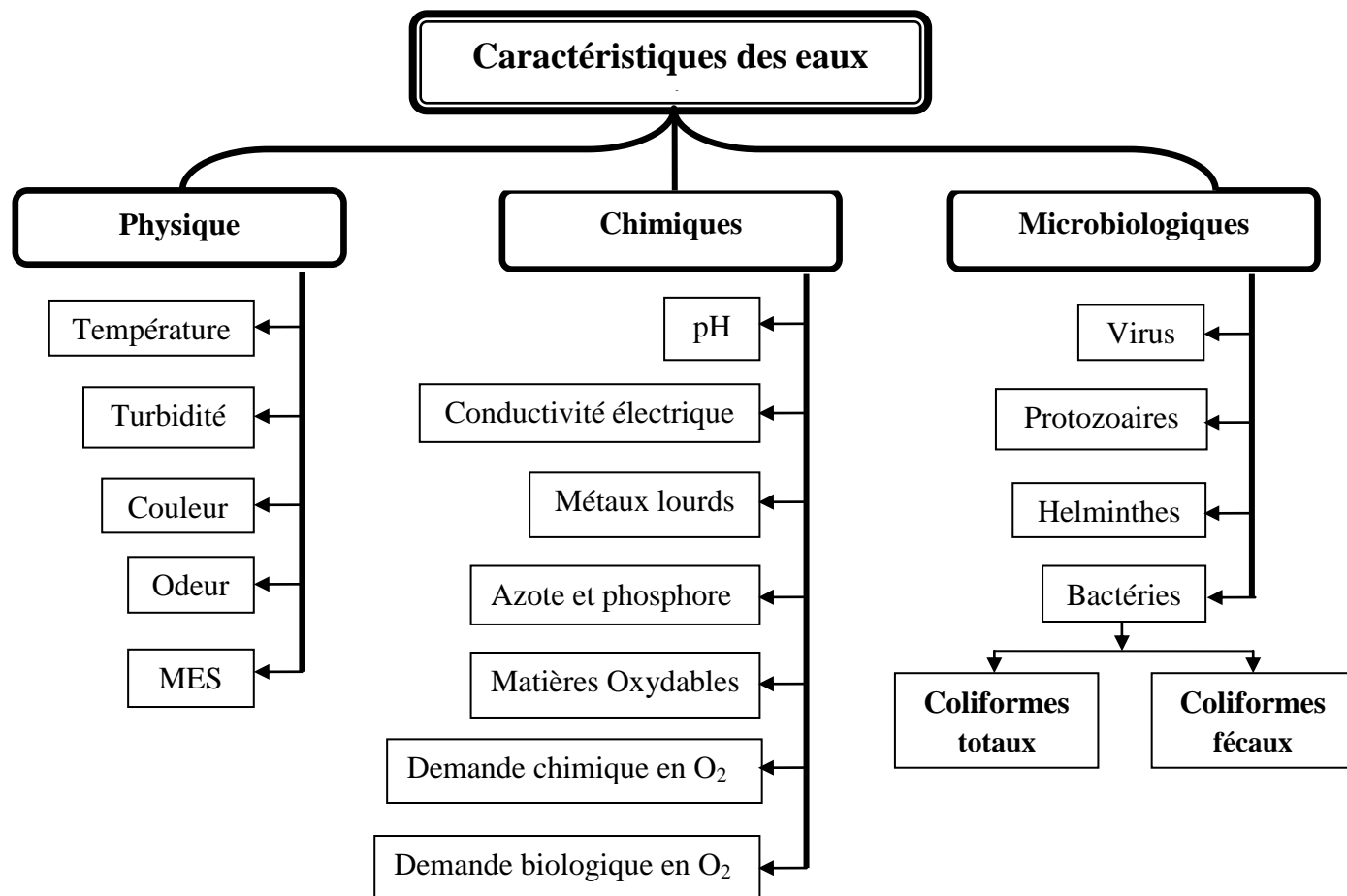


Figure 01 : Principales caractéristiques des eaux usées.

II.4 Les procédés de traitement des eaux usées :

Selon le degré d'élimination de la pollution et les procédés mis en œuvre, plusieurs niveaux de traitements sont définis : les prétraitements, le traitement primaire et le traitement secondaire. Dans certains cas, des traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible.

L'épuration des eaux usées a pour but de permettre le rejet des eaux sans inconvénient sérieux pour le milieu récepteur. Les consignes d'épuration et par suite les techniques appliquées, établies réglementaire, doivent donc tenir compte du contenu nuisible de ces eaux, tout comme des propriétés du milieu récepteur et de ses possibilités d'accepter sans nuisance d'une certaine pollution.[22]

Le schéma de la figure 02 résume les principaux procédés pour traiter les eaux usées [11,22,30,36] :

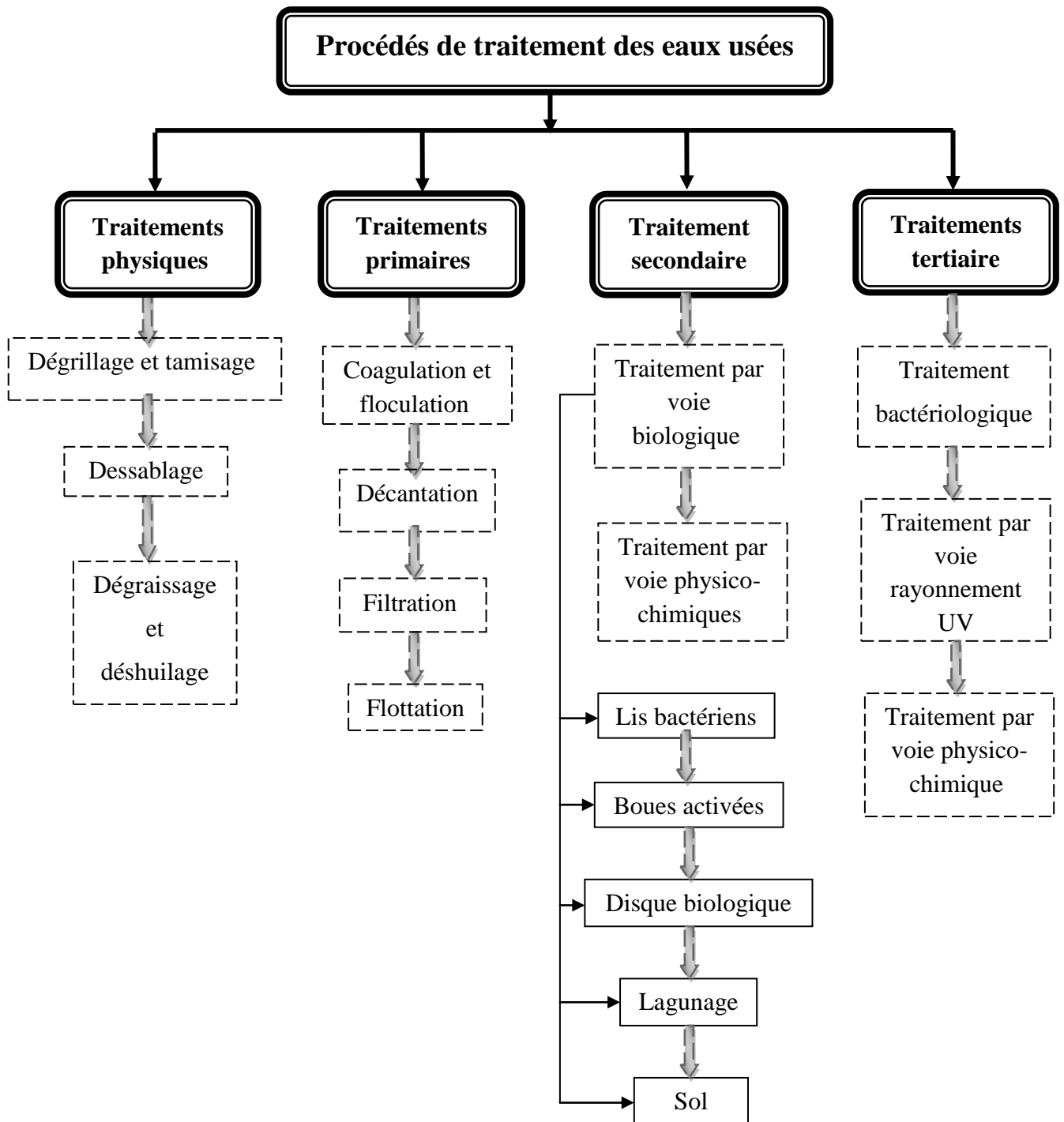


Figure 02 : procédés de traitement des eaux usées.

Les procédés de traitement biologiques offrent plusieurs avantages par rapport aux autres technologies de traitement commun. Les contaminants organiques à détruire sont utilisés et transformés par des bactéries ou d'autres organismes en tant que source d'aliment. Ainsi, le processus de traitement des eaux usées/de l'eau est utilisée pour éliminer les déchets d'une manière non-toxique et sanitaire.[35]

III Généralités sur l'épuration biologique

Tous les traitements des eaux usées résiduaires urbaines sont basés sur le principe de l'épuration biologique. Elle consiste à reproduire et à intensifier les processus existants dans la nature : lorsque, dans un milieu naturel, il y a de la matière organique, les bactéries se chargent de la dégrader et de la réduire en éléments simples tout en augmentant leur biomasse. Ce développement bactérien peut être naturel, ou intensifié, accéléré par des apports supplémentaires de microorganismes et/ou d'oxygène. [19,37]

III.1 Principe de fonctionnement

La matière organique est formée essentiellement de glucides, de lipides et de protéines. Dans les eaux usées, leurs dégradations se font de façon spontanée en milieu aérobie ou en milieu anaérobie par l'action de microorganismes qui s'y développent, principalement des bactéries.[38]. Elles éliminent la pollution organique carbonée biodégradable (DBO_5) et la pollution inorganique pour assurer leur multiplication et leur développement. Pour ce faire, elles sécrètent dans le milieu des enzymes qui serviront de catalyseurs aux réactions chimiques et biochimiques.[33]

Le processus est aérobie si l'oxydation de la matière nécessite de l'oxygène dissous, aboutissant ainsi à la formation de CO_2 , H_2O , NO_3 . [38,65]

La dégradation biologique aérobie est exothermique. Plus rapide et plus complète, c'est elle qui est le plus souvent mise en œuvre en particulier pour des eaux usées de faibles charges organiques. Elles génèrent une plus grande quantité de biomasse cellulaire.[33]

III.2 Mécanisme aérobie de dégradation de la pollution organique : [33-40]

Le métabolisme, composé de l'anabolisme et du catabolisme, est l'ensemble des transformations biochimiques et énergétiques permettant la vie des êtres vivants.

Les réactions de dégradation de la matière ou substances de réserve qui interviennent sont exothermiques.



Anabolisme est le métabolisme de synthèse, il est endothermique, il sert à la synthèse de la substance (biomasse). Il met en œuvre des enzymes comme catalyseurs des réactions qui ont lieu.



Lors d'un processus aérobie d'élimination de la pollution biodégradable, passe par trois phases consécutives :

- La matière organique sous forme dissoute ou sous forme colloïdale est adsorbée à la surface des bactéries puis absorbée.
- Il se produit une réaction biochimique d'oxydation et une dégradation de la matière par les enzymes.
- Par respiration endogène, il y'a une autodestruction d'une partie de la biomasse cellulaire.



Les bactéries qui interviennent sont de type hétérotrophe facultatif, utilisant le carbone organique en tant que source d'énergie mais également pour la croissance bactérienne.[33]

Il faut noter que, dans les systèmes métabolisme anaérobie, il n'y a pas d'apport d'oxygène comme dans les procédés aérobie ; il en résulte une certaine économie, mais il y a nécessité :

- d'opérer à des températures de 30 à 40°C ;
- d'admettre des temps de passage des effluents importants.

Dans ce cas les bactéries utilisent l'oxygène des nitrates (NO_3^-) et des sulfates (SO_4^{-2}) pour dégrader la matière organique y présente. Les produits de ce métabolisme sont d'hydrogène sulfureux (H_2S), méthane (CH_4), des acides, ... etc.[19,33,37,38]

Parmi les techniques qui sont basé sur les avantages du traitement des eaux usées par voie biologique, (voir la figure 02), est la filtration sur sol.

III.3 Généralités sur la technique de filtration :

La technique de filtration est une des applications de l'écoulement de fluide au travers d'un milieu poreux, c'est un procédé de séparation solide-liquide qui retient les particules en suspension cette séparation s'effectue de deux façons :

- Écoulement de la suspension au travers de la masse poreuse à l'intérieur de laquelle les particules de la phase dispersée seront retenues, entraînant un colmatage progressif de la masse poreuse sera selon la texture de cette masse et les dimensions des particules de la phase dispersée, soit très pur soit au moins appauvrie en phase dispersée. C'est la filtration dans la masse, ou filtration en profondeur.

- Écoulement de la suspension au travers d'un support sur lequel les particules vont se déposer sous la forme d'un gâteau d'épaisseur croissante. Le filtrat sera plus ou moins pur suivant les dimensions des particules, la texture du support et le temps.[11,35,38,41]

III.4 But de la filtration :

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. Elle permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et indirectement de certains odeur. [42]

Dans ce type de procédé, l'oxydation des matières organiques s'effectue grâce à l'action des bactéries aérobies ou anaérobies sur les matières fixées aux particules de terre. Il faut pour cela que le sol soit suffisamment perméable et que l'on évite (au besoin par travaux du sol) le colmatage par les dépôts.

Les variations climatiques de température, inévitables, rendent l'efficacité de ce genre de procédé très variable en fonction des conditions climatique ; aussi est-il souvent nécessaire d'ajouter une station d'épuration complémentaire. [11]

III.5 La filtration sur sable (la filtration lente) :

La filtration lente sur sable est un procédé de séparation solide-liquide [42]; elle combine les effets de processus biologique [40]; c'est-à-dire que l'eau traverse lentement une couche de sable fin et que les particules les plus grosses soient arrêtées près de la surface du sable.[11,43]. Avec cette faible vitesse, les matières en suspension retenus dans les premiers centimètres d'épaisseur du filtre constituent au bout de quelques jours une couche biologique siège d'une vie intense et capable d'arrêter des particules extrêmes fines et de retenir une très forte proportion des bactéries présentes dans l'eau à traiter (jusqu'à 99%). [22,36]. En plus de la rétention mécanique des matières en suspension, la filtration lente permet également l'élimination des polluants biodégradables. [36]

Dans la filtration lente, la vitesse de filtration lente est comprise entre 10 et 80 cm/h (soit 30 à 250 $\mu\text{m/s}$ environ). [22]

III.6 Mécanisme de dégradation de la pollution organique par la filtration sur milieu poreux :

Le procédé de la filtration lente par filtre à sable consiste à mettre en contact dans un filtre biologique aéré naturellement les eaux usées avec les micro-organismes en suspension. Les biofiltres permettent d'augmenter l'activité d'une culture bactérienne grâce à une plus grande surface d'échange avec le substrat.[36]

Trois différents mécanismes gouvernent l'enlèvement de particules dans des filtres granulaires soit la formation de gâteau, l'enlèvement stérique "straining" et l'adsorption physicochimique "the switching on".[41,44,45]

Premièrement, l'enlèvement de particules par formation de gâteau a lieu lorsque les particules en suspension de taille équivalente ou supérieure à la taille des matériaux filtrants s'accumulent en surface du lit filtrant.[41,45]

Les procédés de filtration lente tirent profit de la formation de gâteau plus spécifiquement de "schmutzdecke" afin de permettre l'enlèvement de particules. [41,46]

Deuxièmement, l'enlèvement stérique est défini comme l'exclusion physique d'une particule ou d'un agrégat de particules dans un contexte où le diamètre des pores entre les grains est inférieur au diamètre de la particule.[41,44]

Troisièmement, l'attachement physico-chimique, lequel résulte d'une série d'interactions physico-chimiques entre les matériaux filtrants, l'eau et les particules en suspension. L'enlèvement de particules par filtration physico-chimique est couramment décrit en deux temps, soit le transport et l'adsorption de particules.

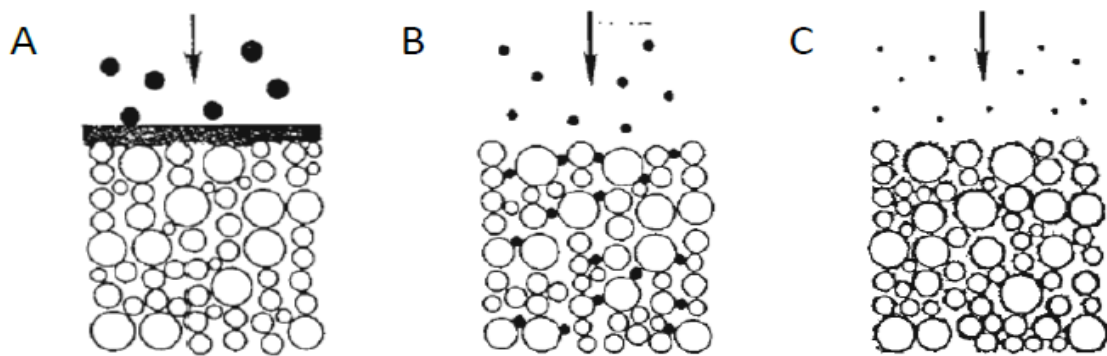


Figure 03: Illustration des mécanismes d'enlèvement en milieu poreux soit (A) la formation de gâteau (schmutzdecke), (B) l'enlèvement stérique et (C) enlèvement physico-chimique.[41].

III.7 Facteurs affectant l'efficacité du procédé de filtration :

Les performances des filtres à sable est influencée par de nombreux facteurs, qui comprennent la bio-augmentation, la profondeur du support, la distribution granulométrique, la composition minérale du support, le prétraitement, la composition des eaux usées et de la concentration en éléments nutritifs, le taux de charge hydraulique et organique, la température et les techniques de dosage.[47-49]. Il existe d'autres facteurs tels que le pH et la salinité.[34,42,50]

III.8 Généralités sur le traitement des effluents salins par voie biologique :

Les eaux usées à haute salinité contenant la teneur en sel inorganique élevée est principalement générée du secteur industriel qui produit de grandes quantités de solution

saline eaux usées avec la concentration organique et en éléments nutritifs élevés. Il provoque donc une forte pollution dans les eaux réceptrices. [51,52]

La forte teneur en sel dans les eaux usées peut poser certains problèmes dans les systèmes de traitement en particulier sur les techniques biologiques. Les effets du sel sur la performance de certains processus biologiques aérobies et anaérobies traditionnels ont été signalés. [53]

Les eaux usées salines sont habituellement traitée par des procédés de traitement physico-chimiques et par des voies biologiques alternatives aérobies ou anaérobies.

Cependant la salinité est connue pour avoir des effets toxiques sur les bactéries et est également capable d'altérer les caractéristiques microbiennes. Même si certaines catégories de micro-organismes (bactéries halophiles) ont besoin d'un environnement salé pour croître, les micro-organismes le plus souvent utilisés en traitement biologique (bactéries non halophiles), supportent mal un environnement salé.[31]

Cependant, il n'existe qu'un nombre restreint d'études sur le traitement biologique des effluents salins. La concentration limite en sels que ne doit pas dépasser, afin d'avoir une bonne dégradation biologique, varie d'un auteur à l'autre et n'est donc pas actuellement bien définie.

Il y a eu de nombreuses études sur le traitement de la solution saline et hypersalines eaux usées (> 3,5% = 35 g/l de sel) à des concentrations constantes ou haute eaux souterraines polluées. Cependant, dans les processus biologiques conventionnels ne peuvent pas être utilisés pour traiter les eaux usées contenant plus de 3-5% de sel. [31,54,55].

Des travaux ultérieurs Marquez et al. 1987 [56] in [31], ont démontré que les milieux contenant moins de 1% de sel, ce qui correspond à 12 g/L en NaCl, sont favorables au bon développement des bactéries non halophiles. Des études plus récentes Woolard et al. 1995 [57] in [31] réalisées avec des cultures de bactéries classiques, utilisées dans le traitement des eaux domestiques (boues activées), font apparaître une difficulté de traitement pour des effluents contenant de 0,1 à 5% de sels (1,2 à 60 g/l en NaCl).

Kargi et Dincer ont étudié l'influence de la concentration en sels sur la biodégradation d'effluents synthétiques composés de mellites diluées, d'urée, de sulfate de magnésium et de chlorure de sodium dont la concentration varie de 0 à 5% [31,58]. Ils ont alors constaté une diminution de l'activité biologique lorsque la teneur en sel dépasse 1 %. Un résultat intéressant est l'observation faite sur le rendement épuratoire, calculé à partir de la réduction de la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Ce rendement diminue de 85 à 59%, pour des

teneurs en chlorure de sodium de 0 à 5%, respectivement. Une diminution de la vitesse de dégradation est également soulignée (320 à 207 mg DCO/l/heure).

Des travaux récents ont fait part de l'effet inhibiteur du sel sur la dégradation biologique de la matière organique [59]. Là encore, l'étude porte sur l'effet de la concentration en chlorure de sodium sur la biodégradation d'un effluent synthétique contenant un mélange de glucose, d'acétate de sodium, de chlorure d'ammonium et potassium. Les expériences sont réalisées à l'aide d'un réacteur agité où sont introduites la solution synthétique et la culture de micro-organismes. Des différents paramètres sont suivis et ajustés au cours du temps comme le pH, l'aération et l'oxygène dissous.

Entre chaque ajout de chlorure de sodium, des échantillons sont prélevés afin d'analyser la DCO. Les résultats obtenus, c'est à dire la vitesse de diminution de la DCO en fonction de la teneur en NaCl, sont reportés sur la figure 04.

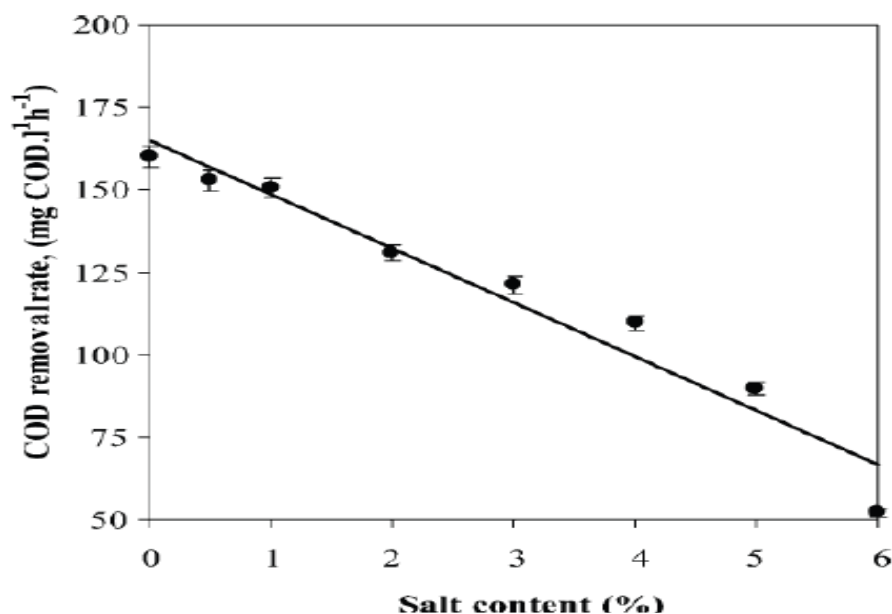


Figure 04 : Variation de la vitesse de diminution de la Demande Chimique en Oxygène en fonction de la teneur en sel ([59])

On constate que la présence de sel, a un effet néfaste sur la biodégradation. Plus la teneur en sel est importante et plus l'efficacité de dégradation diminue. [31,38,49,50,53-55,60-63]

Il s'agit, dans ce travail, d'évaluer l'effet des sels solubles sur l'activité biologique à l'aide de milieux synthétiques contenant la matière organique biodégradable, des microorganismes et des sels avec des concentrations connues.

CHAPITRE II

Matériels et méthodes

II. MATÉRIELS ET MÉTHODES :

Introduction :

L'évaluation de l'efficacité de la filtration lente dans le traitement des eaux usées, passe tout d'abord par la caractérisation physico-chimique des matériaux filtrants (Sable naturel et sable lavé) puis celle des effluents liquides utilisés (eaux usées synthétiques). A cet effet, ce chapitre englobera les outils nécessaires à la réalisation de cette évaluation à travers le suivi des paramètres physico-chimiques suivants : pH, conductivité électrique (CE), la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO), ce qui nous permettra de comprendre l'influence des conditions de fonctionnement sur les performances épuratoires de notre procédé.

II.1. Choix du sable :

En Algérie, le Sahara occupe 2 000 000 Km² sur une superficie totale de 2 376 391 km², soit 85% du pays. De nombreuses études ont été publiées sur les sols des régions arides d'Algérie. Cependant, la majorité de ces travaux, prête une attention plus particulière aux zones steppiques, moins arides que le Sahara. Les études sur les régions hyper arides sont peu nombreuses. D'autres sont très localisées et traitent surtout de la mise en valeur des périmètres irrigués [12].

Ces sols présentent une grande hétérogénéité et ils diffèrent entre eux par leur texture, leur morphologie, leur mode d'évolution pédogénétique et par leur niveau et mode de salinisation [18].

Halitim [18] a donné quelques caractéristiques essentielles, en situant leur importance dans les zones arides d'Algérie. Les sols sont classés en fonction du niveau des sels, selon les types suivants :

- les sols sans accumulation de sels
- les sols calcaires
- les sols gypseux
- les sols calcaires et gypseux
- les sols salés.

Les sols de la région d'Ouargla dérivent du grès argile quartzeux du Mio-pliocène non gypseux. Ils sont constitués de sable quartzeux. Dans l'ensemble des sols, les squelettes sableux sont très abondants, constitués en quasi-totalité par du quartz. La couleur devient moins rouge

et l'épaisseur de la pellicule diminue dans les sols en aval, en particulier dans les dunes. Sur les sols de la dépression, la masse basale argileuse présente un aspect poussiéreux [12].

Dans notre étude, les sables ciblés comme supports filtrants, sont les sables de dunes de la région de N'goussa. Cette ville est située à 20 km au nord-est d'Ouargla. Notre choix repose sur les caractéristiques de ce sable au vu de leurs aptitudes à l'utilisation comme support filtrant, conformément aux orientations des travaux de Y.Touil et al, 2009. Ce sable s'est avéré adapté pour la purification par filtration lente [33,64]. D'autres travaux antérieurs au notre ont étudié ce même sable de N'goussa et ont abouti à des résultats satisfaisants en termes d'efficacité dans le traitement des eaux usées domestiques et industrielles [65-68].

Les facteurs ayant contribué à la formation de ces sols sablés sont essentiellement les vents ainsi que les variations thermiques. L'effet du climat avec ses caractéristiques sur la formation des sols du Sahara Algérien a été bien développé dans la littérature [18].

Nous présentons, dans ce qui suit, les moyens de caractérisations physico-chimiques du sable de N'goussa :

II.2. La méthode d'échantillonnage :

L'un des problèmes réside dans la représentativité des échantillons de sables lorsqu'on sait que la couverture pédologique s'étend sur plusieurs centaines ou plusieurs milliers d'hectares (sur une épaisseur d'un mètre ou plus), et qu'on ne peut réaliser que quelques dizaines de prélèvements de quelques kilos, tout au plus [06].

Pour nos prélèvements de sable, nous avons fait plusieurs prises au niveau des dunes. Quelques points plus ou moins représentatifs (de 4 à 8 points) ont été choisis par analyse visuelle de la région de N'goussa. Pour chaque sommet on a implanté deux points dans les deux talus de part et d'autres du sommet, formant un plan perpendiculaire à l'axe longitudinal de la dune. Les prélèvements ont été faits dans deux horizons, le premier celui de la surface et le deuxième à 30 cm de profondeur pour les différents points sélectionnés.

Notons que cette même méthode d'échantillonnage a été utilisée dans d'autres travaux antérieurs [65-68].

Pour homogénéiser les échantillons avant la caractérisation, nous avons procédé au mélange de la façon suivante : nous avons pris une certaine quantité de sable du 1^{ier} échantillon qui a été étalée sur une plaque appropriée, sur laquelle une même quantité du 2^{ème} échantillon a été étalée, puis nous les avons mélangés pour obtenir un nouvel échantillon qui sera à son tour étalé sur la plaque. Sur ce dernier sable, nous avons étalé une même quantité

Plusieurs systèmes de classification, dont ceux présentés au tableau II.02, définissent la gamme des dimensions des particules incluses dans chaque classe. Cette classification est déterminée par les proportions relatives de sables, de limons et d'argiles contenus dans le sol.

Tableau II.02 : Systèmes de classification des sols [70]

Systèmes de classification	Sable	Limons	Argile
Unified Soils Classification System	2 mm-75 µm	Fines (limons ou argile) < 75 µm	
American Association of State Highway and Transportation Officials	2 mm-75 µm	75 µm -2 µm	< 2 µm
U.S. Departement of Agriculture	2 mm-50 µm	50 µm -2 µm	< 2 µm
Massachusetts Institute of Technology	2 mm-63 µm	63 µm -2 µm	< 2 µm

Principe et théorie :

Une portion d'échantillon est séchée et séparée par vibration sur une série de tamis superposés. Par la suite, le contenu de chaque tamis est pesé et la fraction d'échantillon recueillie par tamis est rapportée sur la quantité d'échantillon totale [69].

Equipement nécessaire :

Ce sont des tamis dont les ouvertures carrées, de dimensions normalisées, sont réalisées soit à partir d'un maillage métalliques, soit par perçage d'une tôle. Pour un travail aisé et aux résultats reproductibles, il est conseillé d'utiliser une machine à tamiser électrique qui imprime un mouvement vibratoire horizontal, ainsi que des secousses verticales, à la colonne [71].

Calcul et expression des résultats (Méthode par tamis) :

Les résultats sont exprimés en % pour chaque fraction obtenue, selon l'équation suivante :

$$C = \frac{(A-B)}{D} \times 100$$

Où

C : fraction de l'échantillon sur un tamis (%);

A : poids du tamis avec fraction (g);

B : poids du tamis vide (g) et

D : poids d'échantillon total utilisé (g) [69].

On trace ensuite, sur papier semi-logarithmique, la variation du pourcentage de l'échantillon dont les grains ont un diamètre inférieur à D (échelle arithmétique) en fonction du diamètre, D (échelle logarithmique). En utilisant la courbe ainsi obtenue, on peut alors estimer le diamètre effectif D_E , et le coefficient d'uniformité, C_U du matériau filtrant [69].

Calcul de la masse d'échantillon : (FN:94-041) :

La masse minimale de matériau destiné à l'essai est donnée dans le tableau II.03 ci-dessous :

Tableau II.03 : Masse minimale de tamisât nécessaire en fonction de la dimension d'ouverture des mailles des tamis [72]

d (mm)	1	5	6,3	8	10	12,5	16	20	25	31,5	40	50	63	80	d > 80 mm
Masse (kg)	0,2	0,3	0,4	0,5	0,8	1,2	2	3	5	8	12	20	30	50	$m = 6 \cdot 10^{-6} \cdot d^{3,66}$
Diamètre des montures des tamis (mm)	≥ 200				≥ 250						≥ 315				

Critères d'acceptabilité :

Les critères d'acceptabilité sont appliqués comme suit :

- Le refus maximum admissible sur chaque tamis doit être inférieur à :

100 g si $d < 1$ mm,

400 g si $1 < d < 4$ mm,

700 g si $d > 4$ mm.

- Pour la méthode par tamis, la somme du solide contenu sur tous les tamis et dans la base doit représenter entre 98 % et 102 % du poids de solide pesé initialement pour l'essai [69].

Afin de caractériser notre sable, nous avons procédé à l'analyse granulométrique suivant les normes AFNOR (NF 1996) : Nous avons tamisé 200g de sable par une série de tamis de diamètre variant de 0.05 mm à 2 mm. (Voir l'annexe 01)

La série de tamis selon les normes AFNOR est : 2 mm; 1.600 mm; 1.250 mm ; 1 mm ; 0.800 mm ; 0.630 mm; 0.500 mm ; 0.400 mm ; 0.315 ; 0.250 mm ; 0.200 mm ; 0.160 mm ; 0.125 mm ; 0.100 mm ; 0.080 mm ; 0.063 mm ; 0.050 mm.

Les courbes cumulatives des constituants minéraux classés selon leur taille illustrent la composition granulométrique des matériaux. Ces courbes sont construites en portant en

ordonnée les pourcentages cumulés des fractions et en abscisse l'échelle logarithmique du diamètre des particules [74].

Les principaux résultats de la granulométrie, obtenus sur le sable de N'goussa, sont illustrés dans la figure 05, de laquelle nous relevons les constatations suivantes :

- La courbe granulométrique est serrée
- Le sable utilisé est un sable fin
- La quasi-totalité des grains a un diamètre inférieur à 2 mm.

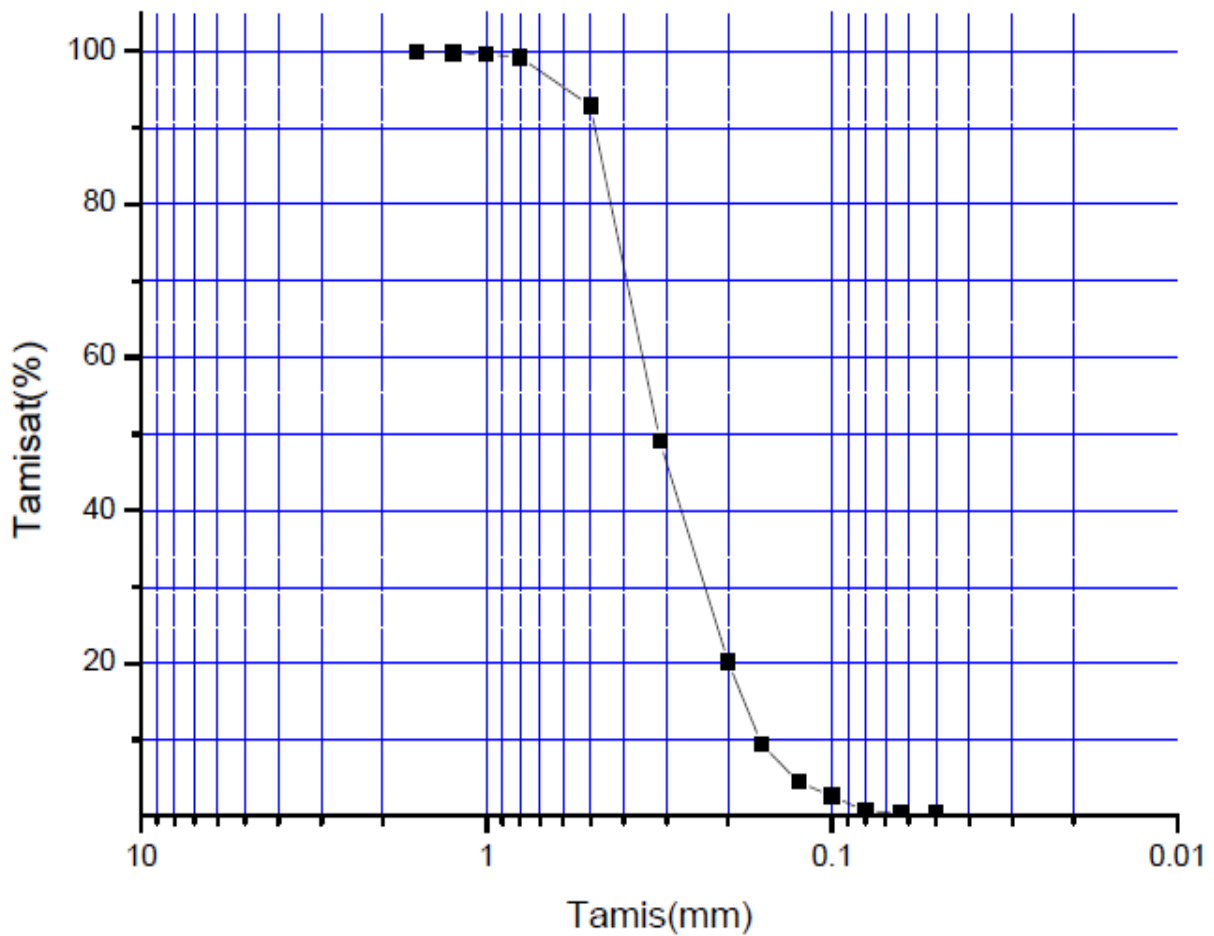


Figure 05: Courbe granulométrique du sable de N'goussa

II.3.2 Principales caractéristiques physiques des matériaux filtrants : [75]

A partir de la courbe granulométrique, nous avons tiré et calculé les paramètres suivants :

1- Diamètres effectifs :

d_{10} : le diamètre effectif correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse d'échantillon.

d_{30} : le diamètre effectif des particules qui correspond à 30% du passant.

d_{60} : le diamètre effectif des particules qui correspond à 60% du passant.

2- coefficient d'uniformité C_u :

Le coefficient d'uniformité permet d'exprimer l'étalement de la courbe granulométrique. Ce paramètre donne une idée sur l'état des grains (uniformes ou variés).

Le C_u est le rapport entre le diamètre qui laisse passer 60% des particules et celui qui en laisse passer 10%, [47,76] soit :

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

$C_u < 2 \Leftrightarrow$ la granulométrie est uniforme (ou serrée).

$C_u > 2 \Leftrightarrow$ la granulométrie est étalée (ou variée).

3- Coefficient de courbure C_c :

Le coefficient de courbure permet de décrire la forme de la courbe granulométrique :

$$C_c = \frac{(d_{30})^2}{d_{10} \cdot d_{60}}$$

Le tableau II.04, représente une description des sols en fonction du C_c et C_u selon les normes Françaises (P:94-011). Notons qu'un sol est bien gradué si C_c est compris entre 1 et 3.

Tableau II.04 : Description des sols en fonction du C_c et C_u [72]

Division granulométrique	qualificatif	C_u	C_c
Sable 0.06 mm-2mm	Bien gradué	$C_u > 6$	et $1 < C_c < 3$
	Mal gradué	$C_u < 6$	ou $C_c < 1$ ou $C_c > 3$

4- Paramètres physiques du matériau choisi :

En appliquant les différents coefficients ci-dessus aux résultats de la granulométrie, nous obtenons les paramètres physiques consignés dans le tableau II.05 :

Tableau II.05 : Paramètres physiques du sable de N'goussa naturel

Paramètre	D ₁₀	D ₃₀	D ₆₀	C _u	C _c
Sable N'goussa	0.12	0.28	0.19	2.33	1.07

Le coefficient d'uniformité, représente l'homogénéité de la distribution des diamètres des grains dans l'échantillon. Par convention, la granulométrie est dite étalée si $C_u > 2$, et bien graduée si C_c est comprise entre 1 et 3. Pour le sable utilisé, ces valeurs nous indiquent que notre sable répond aux exigences de la filtration lente puisque le C_u est compris entre 0.7 et 3 [76], et selon les recommandations du CEMAGREF [33], il faut que D_{10} soit compris entre 0.15 et 0.40 mm, avec un coefficient d'uniformité $C_u < 5$.

II.4 Préparation du sable lavé :

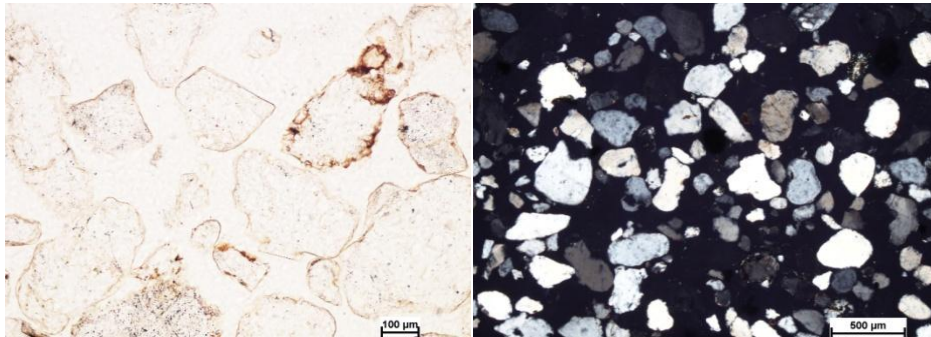
Le choix du sable se fait selon les mêmes critères cités plus haut (II.1). Le sable lavé est obtenu à partir du sable naturel de N'goussa, selon les étapes suivantes:

- Fractionnement des grains de sable par le tamisage sur une série de tamis de diamètres variant de 0.05 mm à 2 mm (Notons que les tamis 0.400 mm, 0.250 mm et 0.630 mm étaient indisponibles).
- Lavage d'une grande quantité de sable avec l'eau claire pour se débarrasser des impuretés et de réduire la proportion des sels et la matière organique.
- Attaque du sable, chimiquement, par une solution aqueuse d'acide chlorhydrique (HCl) dilué à 5 %, pendant 24 h, pour permettre une longue durée de contact, avec un rapport masse de sable/volume de solution de 2 kg/1L, pour détruire le contenant de CaCO_3 dans le sable sans toucher la structure initiale du matériau; en rappelant que le sable de N'goussa a un faible taux de calcaire [65,66].
- Réduction de l'acidité de chaque fraction par l'utilisation de l'eau de robinet chaude puis avec l'eau distillée chaude et tout en contrôlant cette diminution par la mesure de la conductivité électrique.
- Filtration du sable sur un tissu fin.
- Séchage à l'étuve à 75 °C pendant 24 heures.

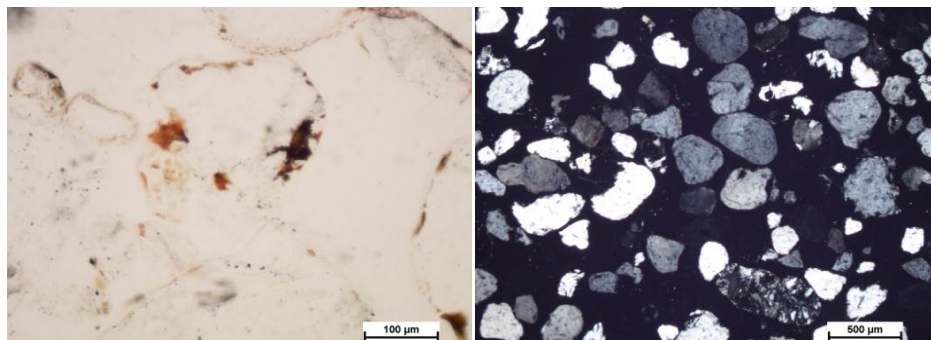
- Pesée de chaque fraction (refus de chaque tamis).

Suite à ces étapes, les fractions sont mélangées (les fines sur les grossières) avec un étalement sur une plaque appropriée selon un processus d'une fraction sur une autre jusqu'à l'obtention de l'échantillon final. Le mélange de ces fractions par cette méthode permet d'obtenir un granulat homogène inférieur à 2 mm (semblable au sable de N'goussa naturel).

L'analyse microscopique confirme l'Homogénéité de ces sables. Le squelette essentiellement quartzéux, occupe des surfaces très importantes (photo 01). Le sable ainsi préparé est prêt pour la suite de notre travail de filtration.



Sable de N'goussa naturel



Sable de N'goussa Lavé

Photo 01: Analyse microscopique des matériaux filtrants

II.4.1 L'analyse granulométrique :

Nous obtenons les mêmes caractéristiques physiques que celles du sable naturel illustrées par la courbe granulométrique (figure 5) et le tableau II.05.

La figure 6 représente la distribution massique du sable lavé sur la série des tamis pour chaque diamètre.

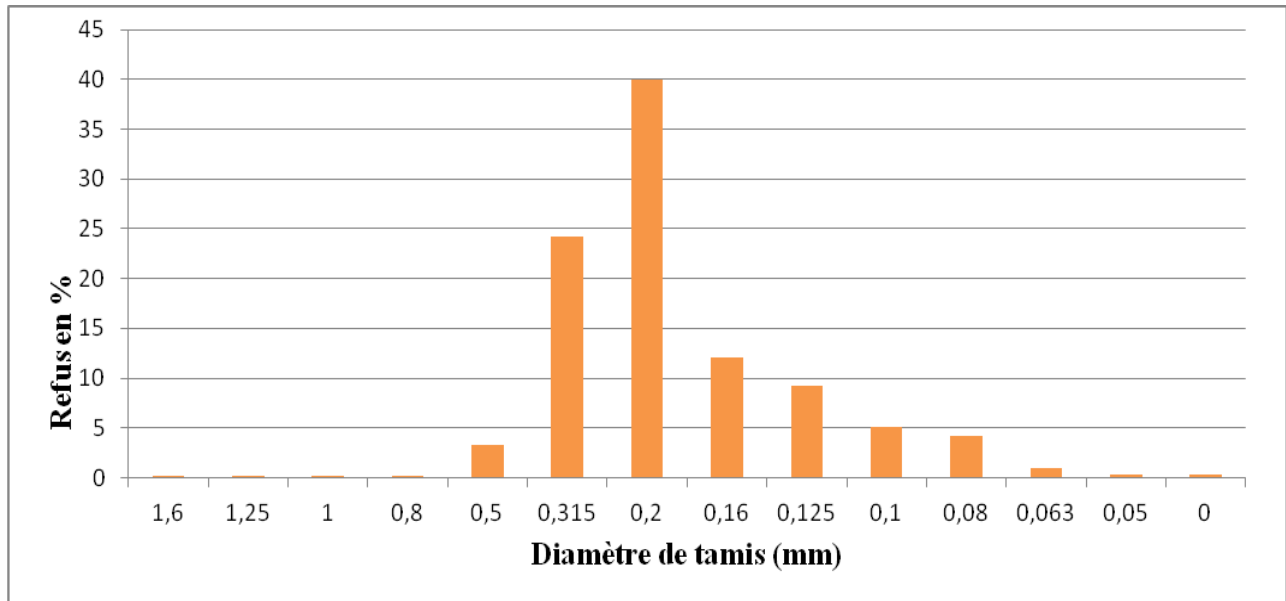


Figure 06: Taux de rétention du sable de N'goussa lavé, pour chaque tamis

Les résultats montrent que, la majorité des particules de sable de N'goussa est retenue par deux tamis 0.315 et 0.200 mm, et représente à peu près 63% de la masse totale. Par contre les fractions qui sont inférieures à 0.080 et supérieures à 0.800 mm, donnent des valeurs très petites.

Nous avons déterminé les poids de chaque classe texturale (sables fins, sable grossiers, et le poids total d'argile et de limon). Les résultats sont ensuite exprimés en pourcentage (%) : Sable grossier = 67.94 %, Sable fin = 31.77 % et Limon et argile = 0.29 %. Il en ressort que la masse de sable grossier est supérieure de 67 % à la masse totale et plus de deux fois celle du sable fin, ce qui signifie que c'est un matériau apte à s'utiliser comme un filtre biologique puisqu'il n'est ni trop fin (risques importants de colmatage), ni trop grossier avec conséquence l'écoulement trop rapide des eaux. Pour le traitement des eaux usées, il faut que la teneur en particules fines (taille < 0.08 mm) ne dépasse pas 3 % [33].

II.4.2 La densité réelle P_r :

La masse réelle d'un sol est déterminée par la nature de ces composants solides, et en particulier par leurs masses volumiques respectives. La masse volumique des éléments constituant un sol varie selon le type de minéraux présents [07].

Elle est déterminée par la masse des grains solides M_s rapportée à leur volume réel V_{sr} , selon la formule suivante:

$$P_r = \frac{M_s}{V_{sr}} \left(\frac{\text{Kg}}{m^3} \right)$$

L'essai consiste à déterminer la quantité de solvant déplacée par la phase solide d'un échantillon de masse connue dans un volume connu (on a utilisé le pycnomètre). La valeur de la densité réelle de sable de N'goussa naturel et N'goussa lavé, est 2.55 et 2.624 g/cm³, indiquant que le sol est quartzueux [03,12].

Remarque:

Pour notre cas, nous avons utilisé un liquide organique non polaire tel que le tétrachlorure de carbone (CCl₄) et l'éther de pétrole, permettant de pénétrer la microporosité entre les grains de sable d'une part, et d'éviter la dissociation des sels solubles existants (liquide inerte) (voir l'annexe 2.2).

II.4.3 Les paramètres chimiques du sable :

La chimie du sol a une grande influence sur le résultat du traitement des eaux usées, il est donc nécessaire de déterminer quelques caractéristiques chimiques des sables utilisés illustrées par les paramètres suivants :

a. Le pH :

Les sols ont une réaction neutre, acide ou basique. Leur degré d'acidité ou de basicité (alcalinité) est exprimé par le pH. La mesure du pH constitue ainsi le test le plus sensible des modifications survenant dans l'évolution d'un sol (sur une pâte de sol saturé ou une pâte diluée) [16]. La figure 7 représente les normes d'interprétation du pH-eau du sol.

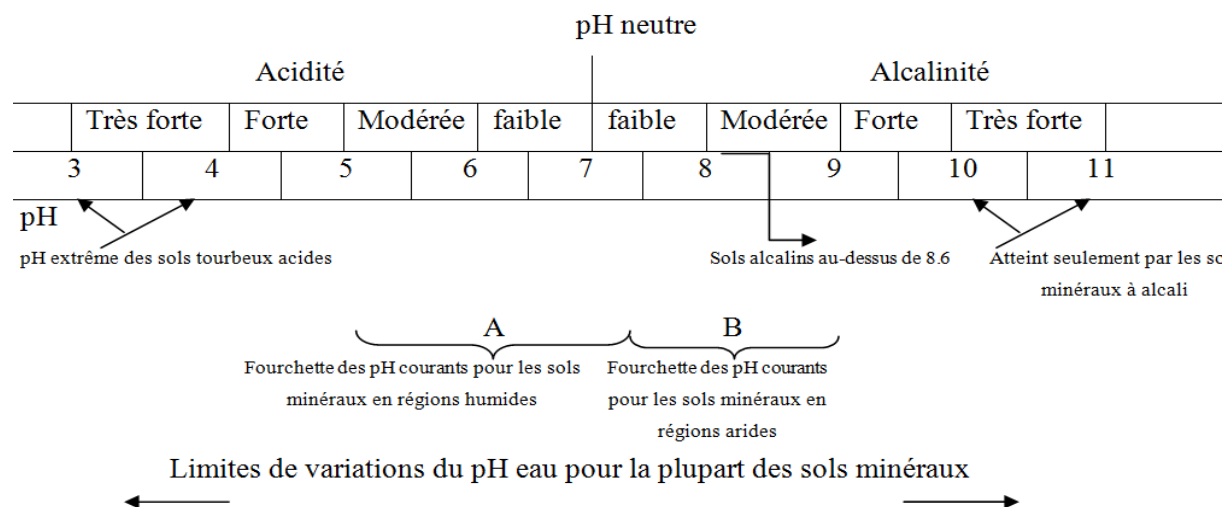


Figure 07 : Normes d'interprétation du pH-eau du sol [16]

Le pH est un paramètre significatif qui contrôle le comportement chimique des métaux (effet direct) et d'autres processus importants dans le sol (effet indirect) [54].

Pour déterminer le pH de notre matériau filtrant, nous avons préparé un extrait de sol de 1/5ème (20 g de sol et 100 ml d'eau distillée). Le pH est mesuré avec un pH-mètre (PHS-3E) selon les normes ISO 10 390 [16].

b. Conductivité électrique :

La conductance électrique (la réciproque de résistance) est un paramètre rapide à mesurer et suffisamment précis pour évaluer la salinité du sol, indépendamment de la taille de l'échantillon [08]. Ce paramètre permet donc d'estimer rapidement la teneur globale en sels dissous. Le tableau II.06, nous donne le classement des sols selon leurs conductivités électriques.

Tableau II.06 : Echelle de salinité des sols

Degré de salinité	Non salin	Légèrement salin	salin	Très salin	Extrêmement salin
CE 25°C – extrait 1/10 en micromhos [02]	250	500	1000	2000	
CE 25°C – extrait 1/5 en micromhos [02]-[07,16]	500-600	1000-1200	2000-2400	4000-6000	
CE 25°C – extrait saturé(Mme Pleven) [02]	1750	3500	7000	14000	
CE 25 °C – extrait saturé (Riverside) en micromhos [02,16]	2000	4000	8000	16000	

Nous avons déterminé la conductivité électrique sur une solution d'extrait aqueux 1/5 (sol/eau) à l'aide d'un conductimètre (DDSJ-308A) selon les normes NF T 90-111.

c. La teneur en matières organiques MO :

Les MO sont des matériaux d'origine végétale et/ou animale de même que pour les produits de transformation de ces matériaux.

Pour la mesure de cette grandeur, la méthode 'Anne' est utilisée, selon les normes AFNOR (X31n109) [07]. Elle se base sur la décomposition des molécules organiques par une solution d'acide sulfurique additionnée de bichromate de potassium pour le sable utilisé [07].

(Voir l'annexe 2.3). Le nom est donné en se référant au Tableau II.07 à l'issue d'essais selon les normes NF P 94-055 :

Tableau II.07 : Qualificatif selon la teneur en matières organiques [07]

<i>Teneur en matières organiques (%)</i>	<i>Qualificatif</i>
$3 \leq MO$	non organique
$3 < MO \leq 10$	faiblement organique
$10 < MO \leq 30$	moyennement organique
$MO > 30$	très organique

d. Calcaire total :

On utilise la propriété du carbonate de calcium à se décomposer sous l'action d'un acide [08]. Le dosage de calcaire total est fondé sur la réaction du carbonate de calcium au contact de l'acide chlorhydrique, ceci est réalisé à l'aide du calcimètre de Bernard par mesure du volume de CO₂ dégagé [07] (Voir l'annexe 2.4):

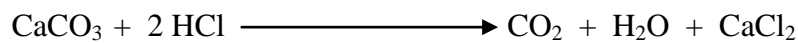


Tableau II.8: Qualificatif selon le taux de calcaire [06]

Taux de calcaire en %	< 1	1 à 5	5 à 25	25 à 50	50 à 80	> 80
Qualification	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

Ces analyses chimiques nous ont donné les résultats qui sont mentionnés dans le tableau II.9.

Tableau II.09: Paramètres chimiques du sable de N'goussa naturel et lavé

Le sable	CE (mS/cm) (25C°)	Salinité (%)	pH	CaCO₃ (%)	MO (%)
N'goussa naturel	2,44±0.05	0,924±0.006	8,53±0.05	0.240±0.01	0.086±0.001
N'goussa lavé	0.0478±0.020	0.0326±0.025	9.02±0.03	0.030±0.002	0.00±0.001

D'après les résultats ci-dessus, on déduit que le sable de N'goussa est très salé, au vu des valeurs de la conductivité : $2.4 < CE < 6$ mS/cm [07,16]. Le pH (entre 8.53 et 9.02) nous indique que c'est un sable alcalin [06,07,16]. Avec un taux inférieur à 3 % , notre sable est donc pauvre en matière organique (quelques débris végétaux grossiers). Notons que Auber Gay 1978 [07], considère que les sols sont non organiques lorsque le taux de MO $< 3\%$.

Par ailleurs, l'analyse du calcaire total donne une valeur inférieure à 1% ce qui indique que les sables sont non calcaires. Pour une utilisation en filtration lente, le meilleur sable, pour la filtration biologique, est celui qui présente un faible taux de calcaire total [33].

Donc, on peut conclure que le sable de N'goussa naturel et celui lavé sont légers, à prédominance sableuse et à structure particulaire. Ils sont caractérisés également par un faible taux de matière organique, un pH alcalin, une faible activité biologique et une bonne aération. La fraction organique est très faible (inférieure à 1%) et ne permet pas une bonne agrégation [17,18].

II.5 Préparation des pilotes :

Les filtres qui ont été utilisés sont des colonnes en PVC, de hauteur 800 mm, de diamètre extérieur de 80 mm et un diamètre intérieur de 76 mm. Ils sont fermés par des bouchons liés par des tuyaux flexibles pour évacuer les eaux filtrées (figure 8).

Pour la préparation des colonnes, nous avons commencé par placer un film fin au fond du pilote sur lequel nous avons mis une couche de gravier de deux cm d'épaisseur ; ce gravier supporte le poids de sable et permet l'évacuation de l'eau filtrée. La couche de drainage est constituée de gravier alluvionnaire de diamètre compris entre 2 et 5 mm.

Enfin, nous avons introduit notre sable préparé précédemment pour obtenir une couche de 60 cm d'épaisseur, ce qui a nécessité une masse déterminée en prenant en considération les caractéristiques physiques de notre sable. Pour avoir la même hauteur (600 mm), nous avons été amenés à compacter légèrement les sables dans les colonnes. Relevons que cette notion de compactage est aléatoire parce que cela dépend de la force appliquée lors du remplissage du pilote, mais il est important de noter que les tailles fines diminuent avec le temps ce qui se traduit par une rétraction faible du massif.

Il faut noter que dans la technique de la filtration lente sur sable, la hauteur verticale du lit de sable que l'eau doit traverser est importante en termes d'efficacité de filtration. Les raisons en sont : l'existence d'une activité biologique dans un filtre à sable, qui est connu pour

se produire à des profondeurs allant jusqu'à 0.50 m dans un lit de sable et la surface disponible pour la filtration mécanique [77]. En effet, la majeure partie de la biomasse et le traitement biologique se produit dans la partie supérieure du lit de sable, et la profondeur croissante aurait donc peu d'effet sur la qualité de l'effluent filtré en termes d'élimination bactérienne. Par exemple, Williams [78] a constaté que l'essentiel de la réduction bactérienne a lieu dans la partie supérieure de 0.20 m du lit filtrant.

Une fois la phase de conception achevée, les six pilotes sont placés dans le support de serrage l'un à côté de l'autre, ces derniers doivent être bien fixés en position parfaitement verticale afin d'avoir une certaine stabilité, afin d'avoir une protection contre les vibrations, mais aussi pour favoriser l'écoulement gravitaire et permettre la récupération des eaux filtrées dans des récipients.

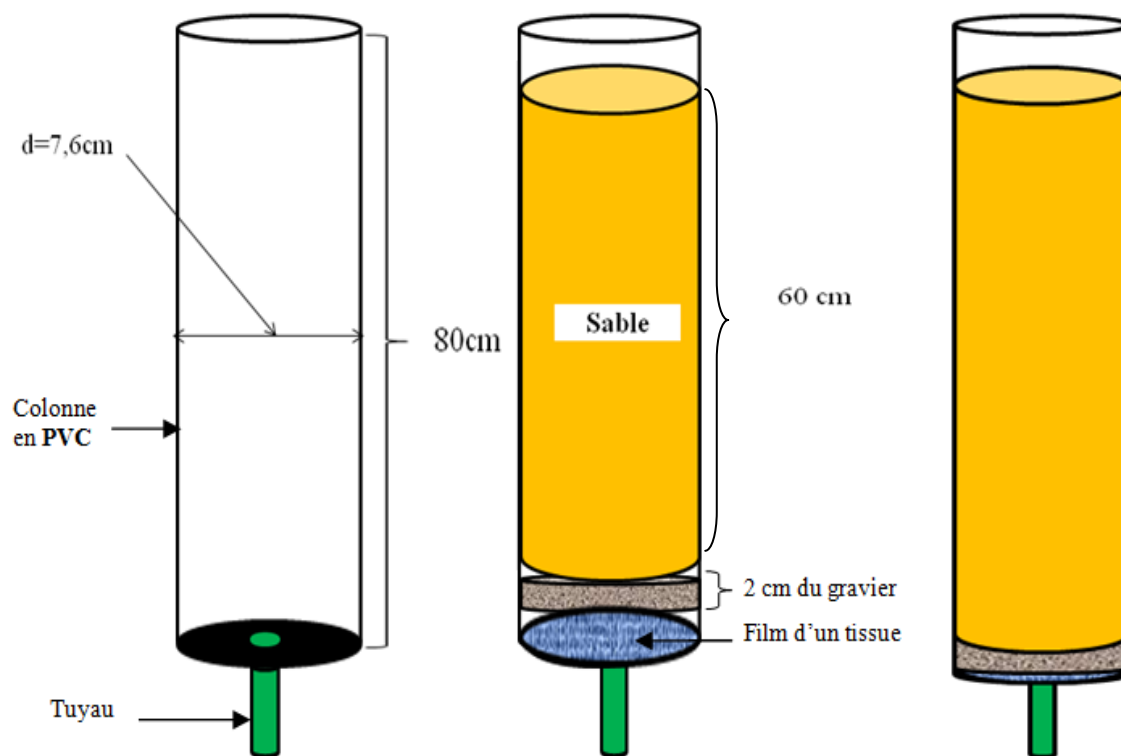


Figure 08 : Compositions d'un filtre

II.6 Les eaux usées synthétiques :

Les eaux résiduaires urbaines ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants solubles et/ou non solubles [79], provenant essentiellement de l'activité humaine. Les eaux usées domestiques constituent généralement l'essentiel de la pollution et se composent : des eaux de cuisine, des eaux de buanderie, des eaux de salle de bain et des eaux de vannes.

Les composés que l'on trouve dans les eaux usées sont très nombreux et variés, leurs compositions sont en fonction du milieu avec lequel elle a été en contact, les conditions de vie, la civilisation (qu'il s'agit des zones urbaines ou des zones rurales), le type de réseau d'assainissement et etc...

L'étude du processus du traitement entrepris par divers auteurs passe par l'utilisation des eaux usées synthétiques avant d'extrapoler aux eaux usées réelles à traiter [80].

En vue d'étudier l'influence de la salinité des eaux usées sur l'efficacité du traitement des eaux usées par la filtration lente sur sable, nous avons utilisé des eaux usées synthétiques dont la composition est similaire à celle utilisée par GHERAIRI.Y et al [65]. Les caractéristiques de l'eau usée choisie sont regroupées dans le tableau II.10.

La qualité de ces eaux est évaluée par des analyses et des mesures physicochimiques et biologiques bien déterminées et doivent être comparables avec celles d'une eau usée domestique. Les caractéristiques représentées dans le tableau II.10, nous donnent un aperçu sur les études entreprises dans notre laboratoire et celles relatées par Frank REJSEK [13] sur un grand nombre de stations d'épuration.

Tableau II.10: Composition moyenne d'un effluent domestique

Paramètre	Les études de GHERAIRI et al [65]	Les études de Frank REJSEK [13]
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	312± 25.88	100 à 500
DCO (mg O ₂ /l)	619.12±33.29	300 à 1000
CE (uS/cm)	801±45	900-1300
pH	5.99±0.68	7.5 à 8.00

La charge utilisée dans notre travail a été préparée en ajoutant à l'eau distillée, les éléments nutritifs nécessaires tels que le glucose (sucre), le lait en poudre, la levure de boulanger 'Saccharomyces cerevisiae' (un mot grec latinisé) comme source bactérienne et des sels ; en s'assurant que ces produits contiennent tous les composés susceptibles d'être présents dans une eau usée domestique avec des concentrations considérables (tableau II.11).

Ces valeurs ont été utilisées comme référence pour les effluents synthétiques dans notre travail.

Tableau II.11 : Différentes compositions de l'eau usée synthétique (eau référentielle)

Produits	Quantités (mg/l)
Sucre	200
Urée	30
K ₂ HPO ₄	20
Lait sec	333
NH ₄ Cl	120
NaHCO ₃	100
Levure	30
MgSO ₄	350
CaCl ₂ .2H ₂ O	36

Ce mélange se fait selon de nombreuses compositions d'eaux usées synthétiques données par la littérature, selon la nature de l'étude. Cette composition des eaux usées est supposée être proche de la composition des eaux usées municipales. Elles ont, en particulier, une large gamme de différentes sources de carbone et contient des polysaccharides, des protéines et des composants lipidiques.

Le sucrose et l'urée ont été utilisés comme des aliments pour les micro-organismes (source de leurs développements). Le phosphate bipotassique (K₂HPO₃), le bicarbonate de sodium (NaHCO₃) et le chlorure de calcium (CaCl₂) ont été utilisés comme micro-éléments. Une quantité de 136,5 mg/l de sulfate a été ajoutée sous forme de MgSO₄.7H₂O pour la fabrication du substrat [81]. Le bicarbonate de sodium a été utilisé afin d'augmenter le pH de la liqueur mélangée à une valeur légèrement basique [82].

La présence du K₂HPO₃, de l'urée <et du NH₄Cl, est synonyme de source de phosphore et de l'azote respectivement, qui peuvent se rencontrer dans les eaux résiduaires sous forme de sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates, urines, acide urique et ammoniacque...) mais aussi sous forme de composés organiques [10,32,34,83]. Toutes ces données ont été confrontées avec celles récoltées de la littérature [81-91], afin d'entreprendre notre travail de façon la plus rigoureuse possible.

II.6.1 Les eaux usées synthétiques appliquées :

Tels que cité plus haut, nos échantillons d'eaux usées sont conformes à ceux d'un travail antérieur [65]. Notons que l'instabilité des composés inorganiques existant dans les eaux usées, conduit souvent à des modifications de leurs caractéristiques chimiques d'une région à l'autre.

L'intérêt de la mesure de la conductivité peut être plus intéressant dans le domaine de l'eau potable que dans celui des eaux usées. En effet, la conductivité d'une eau usée est très variable d'une région à l'autre en fonction principalement de la minéralisation de l'eau potable [13]. Les valeurs moyennes sont de 0.519 mS/cm à 3.700 mS/cm pour les eaux d'alimentation dans les réseaux de distribution et les eaux douces des stations de dessalement au niveau de la commune de Ouargla (selon les données de l'agence Algérienne des eaux (ADE)). Sur la base de ce qui précède, nous préparons des eaux usées synthétiques à différentes salinités par addition à l'eau usée témoin du sel $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ pour obtenir des valeurs moyennes entre 0.75 mS/cm et 3.50 mS/cm.

II.6.2 Le chlorure de calcium :

Le chlorure de calcium de formule chimique CaCl_2 , est un sel déliquescent et très soluble dans l'eau avec notamment une bonne conductivité électrique à l'état liquide avec des liaisons chimiques de type ioniques.

Le calcium de charge positive (Ca^{++}) pourrait se lier avec certaines bactéries ainsi qu'avec des entités chargées négativement. En outre, il a un rôle important dans la formation et le développement d'une couche externe de granules [41,92-94]. Par ailleurs, certaines propriétés chimiques du sol peuvent être modifiées par les eaux usées salines et pourraient avoir une incidence sur la structure du sol [95].

II.7 Débit d'alimentation :

Le choix du débit se fait selon le modèle réel dans le domaine de traitement des eaux usées par filtration lente, il varie entre 50 à 60 l/j/m² [47]. Nous avons simulé ces valeurs réelles pour une surface de 0.00454 m², d'où un débit journalier de 0.227 l/j a été adopté pour chaque filtre.

Pour des raisons pratiques, nous avons choisi d'alimenter les filtres 13 fois par jour avec un pas de temps d'une heure, et le volume à injecter est $V_{\text{injecté}} = 0.020$ l/h. Ce dernier a été doublé pour accélérer le processus afin de récupérer une quantité acceptable en eau filtrée.

En d'autres termes, l'alimentation des filtres est manuelle avec un débit journalier de 0.52 l/j. Ce qui nous donne un débit expérimental, par rapport au débit réel, multiplié par 2.29.

Le système horaire permet l'aération naturelle des filtres pendant leur alimentation avec les eaux usées. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau usée et l'oxygène de l'air diffusent, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. T.K.Stevik et al. ont montré que les micro-organismes, en effluents des fosses septiques, peuvent être presque complètement éliminés après percolation à travers une distance relativement courte dans les milieux poreux insaturés [49].

L'alternance des phases, d'alimentation et de repos, est adoptée pour assurer la recharge en oxygène des massifs (phases de repos d'un jour après six jours d'alimentation). Cette alternance assure l'oxygénation du massif mais également l'autorégulation de la biomasse organique qui diminue pendant la période de repos (respiration endogène). Cette autorégulation de la biomasse bactérienne réduit les risques de colmatage biologique [33].

CHAPITRE III

Impact de la salinité des eaux usées

sur l'efficacité de la filtration

biologique sur sable lavé

III Impact de la salinité des eaux usées sur l'efficacité de la filtration biologique sur sable lavé.

Introduction :

A titre préventif d'éventuelles nuisances environnementales, que peuvent engendrer les eaux de rejets dans la nature, nous avons entrepris cette étude sur l'influence de la salinité des eaux usées sur l'efficacité du traitement d'un filtre biologique constitué de sable de dunes.

La première phase de ce projet consiste à évaluer l'impact du taux de salinité des eaux usées domestiques sur l'enlèvement de polluants organiques par filtration lente. Pour ce faire, des colonnes de filtration de sable lavé, identiques en matière de granulométrie et de dimensionnement ont été utilisées en laboratoire. Ces colonnes ont été suivies sur une période de sept semaines et alimentées avec six eaux, comprenant des sels de teneurs variant entre 0.65 g/l et 2.65 g/l, correspondant à une CE de 0.85 mS/cm à 3.5 mS/cm.

L'évaluation de l'efficacité de cette filtration a été effectuée par le suivi de la variation de la CE, du pH global de l'eau traitée et de la demande chimique en oxygène (DCO).

III.1 Matériels et méthodes :

III.1.1 Caractéristiques des eaux usées utilisées :

Les eaux usées synthétiques, contenant des composés organiques et inorganiques, nécessaires pour maintenir la croissance bactérienne, ont été utilisées.

Afin d'obtenir des eaux usées de conductivités électriques : 1.5 ; 2 ; 2.5 ; 3 et 3.5 mS/cm, nous avons ajouté, à l'eau synthétique référence, le sel $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, avec les quantités : 0.48 g, 0.87, 1.20, 1.60 et 2.00 g/l respectivement. Le choix de cette gamme est dicté par la conductivité électrique de l'eau dans le réseau d'alimentation en eau potable et l'eau douce des stations de dessalement au niveau de la région de Ouargla.

Nous résumons la répartition des différents composants organiques et inorganiques dans les six eaux usées synthétiques dans la figure 09.

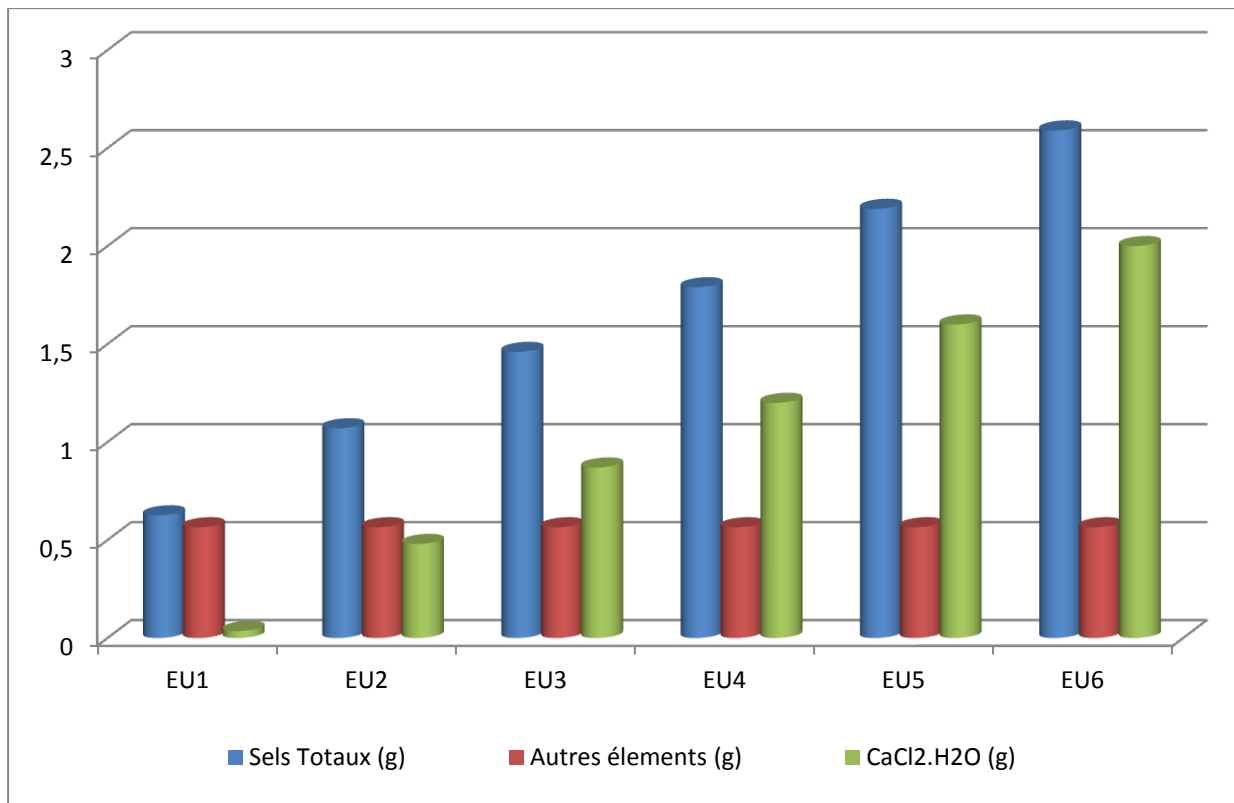


Figure 09: Répartition des différents composants des six eaux usées synthétiques

A noter que la quantité des composantes (hormis CaCl₂ hydraté) de notre eau synthétique, est la même pour toutes les injections.

III.1.2 La conductivité électrique (CE) :

La mesure de conductivité électrique est probablement l'une des plus simples et des plus importants paramètres, pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle permet d'évaluer, approximativement la minéralisation globale de l'eau. C'est un facteur vital à suivre lorsqu'on est intéressé par une réutilisation des eaux usées en agriculture.

Les solutions synthétiques préparées contiennent une proportion variable en sels. Nous avons justifié précédemment les raisons du choix du chlorure de calcium comme un sel additif pour faire varier la salinité de l'eau usée. Ceci peut nous permettre d'interpréter les résultats sur l'influence de la salinité sur la biodégradation de la matière organique.

Le tableau III.01 représente les valeurs de la conductivité des eaux usées obtenues pour les différentes colonnes en fonction de la variation de la salinité.

Tableau III.01 : Caractéristiques moyennes des eaux usées synthétiques

Caractéristiques des eaux usées	Salinité totale (g/l)	CE moy (mS/cm)	pH moy	DCO moy (mg/l)
Eau usée 01	0.65±0.03	0.85±0.04	6.67±0.61	668.00±63.54
Eau usée 02	1.15±0.04	1.52±0.05	6.59±0.75	654.40±73.31
Eau usée 03	1.56±0.05	2.06±0.07	6.42±0.73	659.20±73.91
Eau usée 04	1.95±0.06	2.56±0.08	6.29±0.92	653.00±72.47
Eau usée 05	2.32±0.09	3.06±0.12	6.44±0.80	662.40±73.62
Eau usée 06	2.67±0.12	3.52±0.15	6.35±0.34	664.80±65.98

III.1.3 Le pH :

La mesure du pH donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité d'un milieu donné, il représente dans notre cas un paramètre très important pour suivre la qualité de l'eau usée et traitée. Le tableau III.01 ci-dessus, montre que toutes les eaux usées synthétiques sont légèrement acides.

Les mélanges préparés sont conservés dans les récipients pendant une nuit, une partie de la matière organique azotée et phosphorée a été hydrolysée et transformée en NH_4^+ , H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . Ces dernières composantes sont attribuées à la libération d'ions H^+ , lorsqu'elles sont oxydées [58], la production des acides organiques peut avoir lieu à partir de la fermentation de la matière organique (biomolécules) [13,61,96], et les réactions entre les sels minéraux et organiques peuvent être engendrées après la dégradation de la matière organique.

La variation entre une campagne et une autre se faisant à des températures différentes influe sur la température de l'eau usée en question (entre 22 et 27 °C) et automatiquement sur la cinétique des réactions chimiques éventuelles.

Les eaux usées obtenues sont des milieux favorables pour la croissance des micro-organismes qui ont généralement un pH optimal variant de 6.25 à 6.70 comme des valeurs moyennes (les valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8.5 affectent directement la viabilité et la croissance des micro-organismes), et la levure *Saccharomyces cerevisiae* peut se développer dans ces conditions [38].

III.1.4 Demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO ou la demande chimique en oxygène (exprimée en $\text{mg O}_2/\text{l}$) représente l'enveloppe de tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène (par oxydation au bichromate de potassium en milieu sulfurique), en particulier les sels minéraux oxydables et la

majeure partie des composés organiques [13]. Elle est considérée comme un indicateur principal du degré de la pollution organique [07]. La mesure de DCO nécessite une précision élevée à cause de la sensibilité des solutions utilisées et les erreurs de l'expérimentateur qui peuvent survenir lors de la prise d'essai des eaux à analyser, ou bien des volumes de solutions utilisés (assez petits). (Annexe 3.4).

Les campagnes des mesures sont effectuées d'une façon hebdomadaire, les valeurs de la DCO sont représentées au tableau III.01. Les eaux usées préparées contiennent en moyenne 653 et 668 mgO₂/l, ce qui correspond à la limite de la technique habituelle, avec cependant des variations de 300 à 1000 mg O₂/l [13].

III.2 Caractéristiques du milieu filtrant :

Le sable utilisé comme support filtrant est le sable de N'goussa lavé, Ce choix repose sur des travaux antérieurs effectués dans notre laboratoire (purification par filtration lente) [64-68].

Tableau III.02 : Caractéristiques physico-chimiques de sable lavé

Paramètres	Sable lavé
CE (mS/cm)	0.0478±0.002
Salinité (mg/g)	0.326±0.0025
pH	9.02±0.02
Calcaire %	0.030±0.002
Densité réelle g/cm ³	2.624±0.005
MO %	0.00±0.001
Cu	2.33
D ₁₀	0.12

Pour atteindre notre objectif, nous avons mis en place un dispositif expérimental (figure 09) pour suivre les résultats et évaluer l'efficacité de la technique d'épuration en fonction de la salinité des eaux. A cet effet, nous avons réalisé 06 pilotes de filtration (figure 10) avec le même sable (N'goussa lavé); et mises en fonctionnement de façon simultanée.

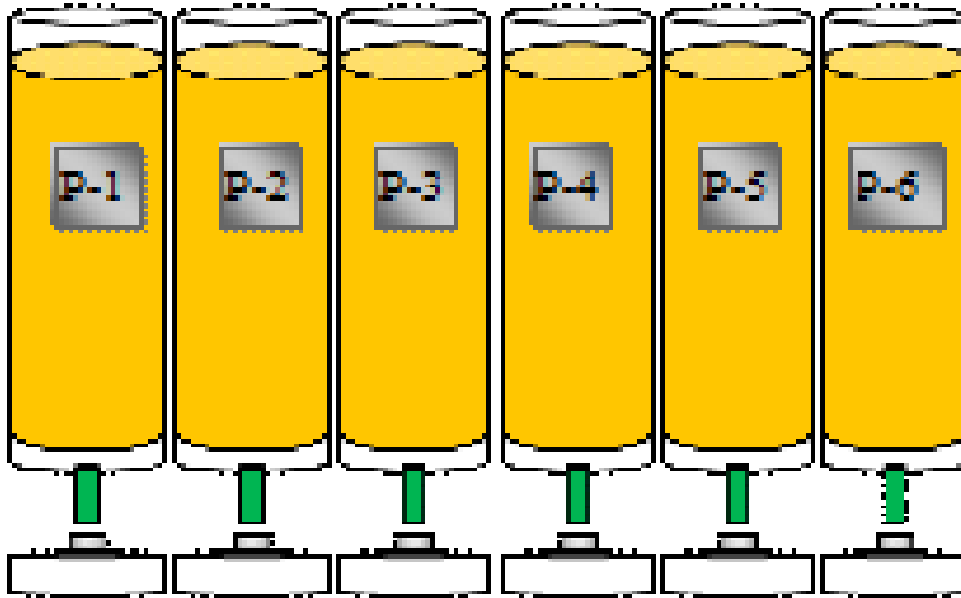


Figure 10: Schéma des pilotes, du support filtrant, utilisés

III.2.1 La masse volumique apparente et la porosité :

La masse volumique apparente du sable est la masse de matériau filtrant par unité de volume, cette masse varie en fonction du degré de compactage du matériau [72]. On a tapoté la colonne à l'aide d'un outil approprié pour assurer le tassement du sable jusqu'à obtention de la hauteur voulue 60 cm. Tous les dispositifs doivent être conçus dans les mêmes conditions (même hauteur et quantité du sable, même façon de remplissage du sable).

La valeur de la densité apparente de sable lavé dans chaque filtre est 1.561 g/cm^3 . La masse volumique apparente du matériau est inférieure à sa masse volumique réelle (2.62 g/cm^3), puisque la masse solide est rapportée ici au volume total apparent et non plus seulement au volume solide. (Voir l'annexe 2.1)

La porosité totale d'un sol est exprimée au volume des vides entre particules par rapport au total [07]. Cette porosité est déterminée pour une mise en place bien déterminée. Pour sa détermination, on détermine la densité réelle (D_r) et la masse volumique apparente (D_a) et son calcul est fait selon la formule suivante :

$$n (\%) = \left(\frac{D_r - D_a}{D_r} \right) \times 100$$

La porosité obtenue pour ces filtres est de 40.45 %, cette valeur nous indique que le matériau est lâche et poreux. Le sol est principalement constitué de particules poreuses minérales

mais également organiques séparées par des espaces. Les pores de tailles variables, permettent la circulation de l'eau. Cette aptitude du sol à l'infiltration s'appelle la perméabilité « K »

La perméabilité du support de filtration qui est caractérisée par sa conductivité hydraulique est influencée par le coefficient d'uniformité. En effet, un coefficient d'uniformité trop élevé suppose un matériau peu homogène qui présente des risques importants de colmatage par migration des grains de petites tailles au sein des porosités laissées par les grains de tailles plus importantes [33].

III.3 Résultats et discussion

La mise en marche de notre dispositif a été faite le 09/03/2014 et les colonnes de filtration sont alimentées avec les différentes eaux usées synthétiques de différentes salinités.

Des prélèvements, entrée-sortie, ont été effectués une fois par semaine afin de réaliser les campagnes d'analyses répétitives durant les 7 semaines d'expérimentation.

III.3.1 La demande chimique en oxygène

La DCO est un indicateur important de la charge organique des eaux usées urbaines. La figure 11 et le tableau III.03 représentent la variation de la DCO en fonction du temps.

Tableau III.03 : Variation de la DCO en fonction du temps

Temps (semaine) / DCO (mg/l)								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-1	668.00±63.54	62.4	52.8	52.8	72.0	57.6	62.4	120.0
P-2	654.40±73.31	33.6	67.2	62.4	91.2	62.4	110.4	91.2
P-3	659.20±73.91	67,2	76.8	52.8	76.8	62.4	110.4	91.2
P-4	653.00±72.47	81,6	67.2	48.0	--	67.2	100.8	110.4
P-5	662.40±73.62	76,8	76.8	81.6	139.2	115.2	110.4	81.6
P-6	664.80±65.98	81,6	76.8	96.0	134.4	120.0	124.8	120.0

Le calcul du rendement épuratoire de l'élimination en termes de DCO s'est fait selon la relation suivante :

$$R (\%) = \left(\frac{DCO_{\text{eau usée}} - DCO_{\text{eau filtré}}}{DCO_{\text{eau usée}}} \right) \times 100$$

Nous observons une variabilité remarquable de la DCO au cours du traitement de l'effluent dans la période de travail.

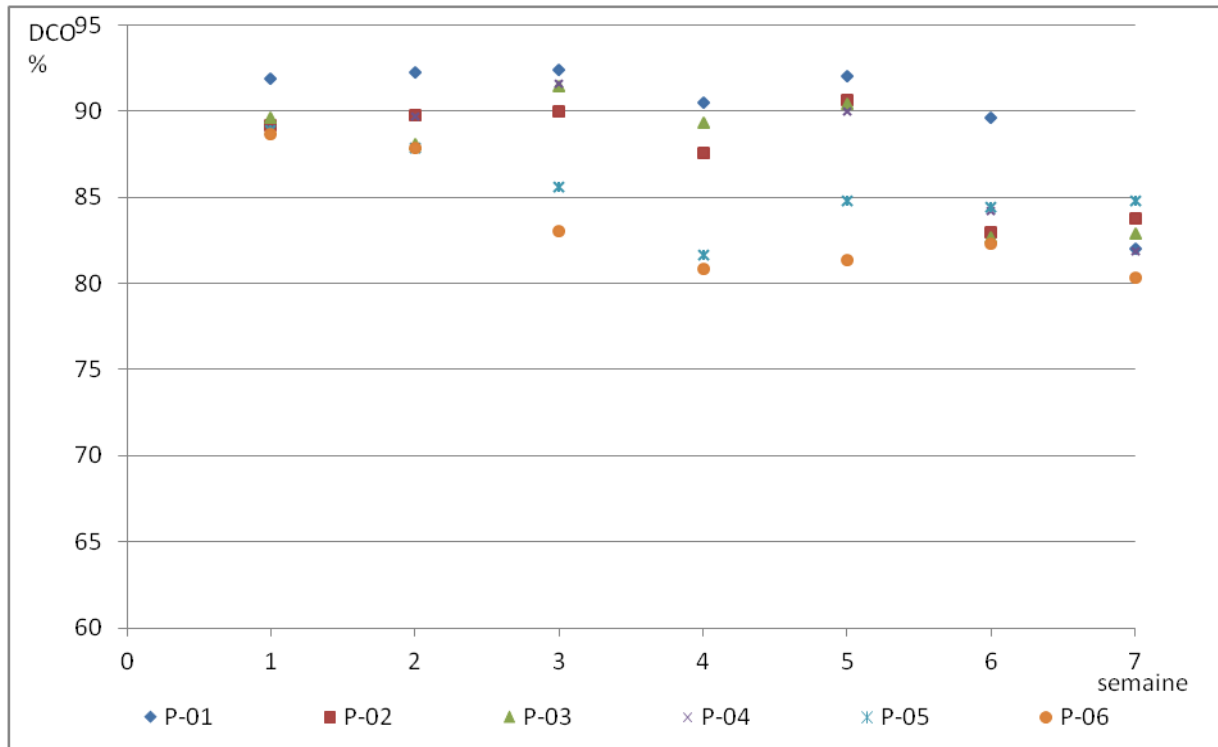


Figure 11 : Variation de la DCO en fonction du temps (sable lavé)

Les valeurs de la DCO des eaux traitées sont acceptables, pendant les sept semaines du travail, où le taux d'élimination était supérieur ou égal 80 % pour tous les filtres. Ces résultats confirment l'aspect filtrant de notre support, traduisant différents mécanismes aussi bien physique que chimique et biologique de cette purification.

Dans la technique de filtration lente, la formation de gâteau, en particulier, de schmutzdecke, est importante pour permettre l'enlèvement des particules et la création des hausses importantes de perte de charge.

Le micro-tamassage et le prétraitement chimique (sécrétion d'enzymes qui provoquent la fermentation de la matière organique) [13,41,49], qui sont accompagnés de la décantation des particules, permettent d'éviter la formation de gâteau à la surface des filtres, de façon à minimiser les pertes de charge et ainsi favoriser le processus d'épuration du matériau filtrant [41].

La taille des grains du milieu poreux est un facteur important qui régit le mouvement des bactéries. Le limon, l'argile et le sable fin, ont des tailles des pores suffisamment petites pour assurer le phénomène d'enlèvement stérique (Straining) qui peut être un mécanisme limitant le mouvement des bactéries à travers ce matériau [41,49].

La filtration est donc principalement le résultat d'une série d'interactions physico-chimiques entre le matériau filtrant, l'eau usée et les particules en suspension [41].

Le processus physique de la filtration étant une adsorption sur un support, est un phénomène qui se déroule en deux étapes :

* La première étape est réversible et a lieu lorsque les MES et colloïdes situés dans le second minima d'énergie (second energy minima) surmontent la force de répulsion entre eux et la couche secondaire, puis sont adsorbées à la surface des particules [41,49] grâce aux forces électrostatiques (Van der Waals forces) [41].

Les bactéries et MES ainsi adsorbées peuvent être désorbées dans la phase aqueuse [49,97]. Ce phénomène pourrait justifier la différence entre les rendements des filtres, où le taux d'élimination de la DCO est supérieur à 85% dans les pilotes P-01, P-02, P-03 et P-4 pour les cinq premières semaines, par rapport aux pilotes P-05 et P-06, dont ce taux passe au dessous de 85% à partir de la 3^{ème} semaine.

Cette désorption dépend des propriétés des effluents à traiter en termes de salinité et donc de la valeur de leur conductivité électrique sous l'effet de la force ionique de ces solutions aqueuses [49,97].

* La deuxième étape est une adsorption irréversible des bactéries pour filtrer les particules. Cette adhérence dépend du temps de contact entre les bactéries et le milieu poreux. Ce phénomène se produit lorsque des polymères bactériens forment des ponts permanents, qui relient les bactéries et l'adsorbant et impliquent une grande quantité d'énergie [47].

Après la 5^{ème} semaine, la DCO diminue progressivement ou légèrement pour tous les pilotes, où le taux d'élimination diminue avec le temps jusqu'à un niveau proche d'égalité, pour tous les filtres, à la septième semaine. Ceci s'explique par la saturation du matériau filtrant, et de la biomasse qui s'y produit dans le temps.

Par ailleurs, la figure 11 illustre une efficacité comparable d'élimination de la DCO pour les teneurs en sels allant de 0.65 g/l à 2.62 g/l, et une bonne biodégradabilité des eaux usées pour les pilotes P-01, P-02, P-03 et P-04.

Plusieurs études ont montré qu'une force ionique importante, de la solution aqueuse, réduit l'effet des forces de répulsion et l'adsorption ainsi que la rétention des bactéries. En effet, on assiste à la libération des particules colloïdales déposées au préalable [97].

III.3.2 Le pH :

Dans notre étude, les mesures du pH, sont effectuées quotidiennement à l'aide d'un pH-mètre (PHS-3E). Les résultats des campagnes sont représentés dans le tableau (III.04).

Tableau III.04 : Variation du pH en fonction du temps (sable lavé)

Temps (semaine)/pH								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-1	6.67±0.61	8.25	8.32	8.18	8.06	8.29	8.13	8.01
P-2	6.59±0.75	8.36	8.31	8.15	8.05	8.19	8.13	8.15
P-3	6.42±0.73	8.16	7.93	8.17	7.84	8.14	8.15	7.81
P-4	6.29±0.92	8.30	8.13	8.19	8.09	8.18	8.25	8.23
P-5	6.44±0.80	8.31	7.96	7.98	7.94	8.21	8.21	7.96
P-6	6.35±0.34	8.59	8.47	8.17	8.42	8.37	8.33	8.54

On a remarqué que les valeurs du pH de l'eau filtrée sont toujours supérieures au pH de l'eau usée pour chaque pilote.

Le pH de la phase liquide peut affecter le degré d'adsorption de bactéries sur les surfaces solides [49,97]. L'influence du pH sur l'adsorption bactérienne dépend de la nature des surfaces bactériennes (qui portent une charge négative) et la force ionique des solutions. Le pH et la concentration en ions affectent le potentiel zêta bactérien, en raison de la dissociation des groupes carboxyliques et amino, situés sur les parois cellulaires bactériennes [49,97].

Ces derniers peuvent être influencés sur les caractéristiques physico-chimiques initiales du matériau filtrant (un sable lavé a un pH 9.04).

Il existe des rapports sur l'influence du sel sur les processus biologiques dans le milieu filtrant, où l'activité microbienne joue un rôle essentiel à l'échelle du pH, par la dissociation, l'oxydation ou/et la fermentation complète ou partielle des matières organiques qui produit des espèces organiques et inorganiques [38,39]. En outre, le dégazage du CO₂, au cours du traitement, produit une augmentation du pH par leur solubilité dans l'eau et donne l'anion HCO₃⁻, et dans certains cas, le CO₃⁻ [62,74].

III.3.3 La Conductivité Electrique(CE) :

La variation de la conductivité en fonction du temps, est représentée dans le tableau III.05.

Tableau III.05: Variation de la CE à 25 °C en fonction du temps (sable lavé)

Temps (semaine) / CE (mS/cm)								
Pilote	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-1	0.85±0.04	1.19	1.23	1.30	1.40	1.44	1.28	1.05
P-2	1.52±0.05	1.79	1.77	1.94	1.73	2.00	1.59	1.61
P-3	2.06±0.07	2.26	2.25	2.51	2.43	2.56	2.08	2.49
P-4	2.56±0.08	2.86	2.68	2.93	2.87	3.00	2.55	2.72
P-5	3.06±0.12	3.32	3.20	3.36	3.76	3.47	3.04	3.32
P-6	3.52±0.15	3.76	3.69	3.87	3.89	3.90	3.50	3.96

Nous relevons de ces résultats que les valeurs de la conductivité électrique des eaux filtrées sont liées à la salinité initiale des eaux usées et sont toujours supérieures à celles des eaux usées qui varient entre $0,855 \pm 0,04$ et $3,52 \pm 0,14$ mS/cm.

La conductivité électrique des eaux utilisées varie sensiblement dans toute la période du travail car la température ambiante varie en fonction du temps affectant ainsi la solubilité des sels [74].

La variation de la conductivité électrique est évaluée par la différence ΔCE entre la conductivité de l'eau usée (CE1) à l'entrée et celle de l'eau filtrée à la sortie (CE2) par la formule suivante :

$$\Delta CE = CE2 - CE1$$

Les résultats font apparaître deux plages de valeurs (tableau III.06): la première est celle du bon fonctionnement (de la 1ère semaine de à la 5e semaine), tandis que la seconde, correspond au colmatage des filtres (à partir de la 6ème semaine à la 7ème semaine).

Tableau III.06 : Valeurs de ΔCE en fonction du temps

Filtre	1	2	3	4	5	6	7
P-1	0.38	0.40	0.46	0.55	0.53	0.39	0.13
P-2	0.33	0.30	0.39	0.24	0.44	0.15	0.13
P-3	0.26	0.29	0.42	0.35	0.46	0.16	0.39
P-4	0.34	0.21	0.30	0.26	0.40	0.17	0.16
P-5	0.30	0.24	0.17	0.55	0.36	0.18	0.14
P-6	0.28	0.31	0.20	0.38	0.35	0.11	0.33

Les composants organiques et inorganiques, dissous et en suspension sont piégés au niveau des filtres et stabilisés grâce à des processus de biodégradation complexes qui ont lieu dans le sol habité par les micro-organismes aérobies [39].

L'augmentation de la CE peut être attribuée à la minéralisation des composants organiques par les activités microbiennes [39,96] et les transformations physico-chimiques durant l'alimentation des six colonnes, car ces filtres sont constitués par un sable pauvre en sels solubles (le taux de sel du sable lavé ne dépasse pas 0.04 %, et peut être lessivée dès les premiers jours).

Au cours de la première phase (bon fonctionnement du filtre), il y a une légère évolution ΔCE qui se stabilise légèrement en fonction du temps. Ceci est principalement dû à la minéralisation et la transformation de la matière organique en sels dissous.

Dans la deuxième partie, ΔEC mesurée au début de la période de ralentissement de système, varie légèrement et est instable. Elle varie de 0.16 mS/cm à 0.53 mS/cm pour les différents pilotes dans la 6^{ème} semaine, et de 0.21 mS/cm à 0.4 mS/cm dans la 7^{ème} semaine, cette tendance est inversée pour certains pilotes.

Ces valeurs représentent l'apparition du phénomène de colmatage des filtres. L'accumulation physique de la matière organique et la précipitation des sels, entre les espaces porales et autour des grains du matériau filtrant, durant la filtration, peuvent être responsables du dysfonctionnement hydrique et les conditions anoxiques. Ceci induit des fluctuations sur les volumes récupérés et le rendement épuratoire traduits par des perturbations des valeurs de la conductivité électrique.

III.3.4 La teneur en ions majeurs

À partir de la détermination des concentrations des ions majeurs, on peut déduire la teneur en sels dissous. Les principales espèces ioniques (Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^{--} , HCO_3^- et CO_3^{--}) sont analysées au laboratoire de 'biogéochimie des milieux désertiques' et au laboratoire de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) de Ouargla, suivant les normes AFNOR et ISO. (Voir l'annexe 04).

Les figures 12 à 19 représentent les différentes concentrations des ions au niveau des eaux filtrées pendant les sept semaines du fonctionnement. 6 échantillons sont collectés à chaque campagne pour être analysés. Les résultats sont regroupés dans le tableau III.07 à travers lequel nous constatons que la marge d'erreur pour le bilan ionique est inférieure ou égale 5 %.

Tableau III.07 : Concentrations des ions majeurs

Temps	Pilote	Cation				Anion				Bilan ionique
		Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻⁻	SO ₄ ⁻⁻	%
Semaine 01	P-1	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-2	137.50	94.98	43.30	23.80	381.63	137.25	45.00	142.50	-0.81
	P-3	207.50	85.11	41.30	23.80	568.00	122.00	0.00	134.10	-2.48
	P-4	232.50	117.54	43.80	22.30	781.00	122.00	0.00	103.00	-4.75
	P-5	317.50	156.81	35.00	19.80	972.70	122.00	0.00	75.00	-0.25
	P-6	355.00	170.10	37.50	20.80	1136.00	106.75	0.00	49.00	-1.25
Semaine 02	P-1	45.00	70.92	31.50	20.50	120.70	244.00	0.00	108.45	1.65
	P-2	120.00	74.88	41.30	24.50	362.10	146.40	0.00	142.75	-3.27
	P-3	157.50	119.70	43.80	26.00	550.25	146.40	0.00	151.40	-1.83
	P-4	197.50	138.54	41.30	24.50	710.00	146.40	0.00	69.25	-0.30
	P-5	240.00	192.60	41.30	27.00	883.95	122.00	0.00	107.75	2.01
	P-6	290.00	199.32	36.30	29.30	1079.20	146.40	0.00	64.30	-1.34
Semaine 03	P-1	75.00	52.92	33.80	19.00	124.25	274.50	0.00	115.10	-1.63
	P-2	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-3	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-4	267.50	134.85	35.00	25.30	781.00	213.50	0.00	112.20	-2.19
	P-5	337.50	186.75	36.30	25.30	976.25	244.00	0.00	130.80	0.36
	P-6	327.50	206.25	35.00	20.50	1171.50	228.75	0.00	114.85	-5.02
Semaine 04	P-1	60.00	66.60	35.00	20.80	127.80	256.20	0.00	136.40	-0.49
	P-2	117.50	77.91	42.50	20.80	351.45	134.20	0.00	105.90	1.25
	P-3	185.00	89.37	40.00	18.50	536.05	183.00	0.00	123.88	-4.71
	P-4	212.50	133.95	42.50	27.50	734.85	146.40	0.00	130.65	-3.24
	P-5	273.80	184.38	40.00	25.00	1036.60	189.10	0.00	66.25	-3.75
	P-6	320.00	199.68	41.30	18.50	1178.60	189.10	0.00	82.60	-4.56
Semaine 05	P-1	57.50	78.72	36.30	24.00	142.00	274.50	30.00	79.75	-2.59
	P-2	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-3	191.30	91.77	42.50	21.80	550.25	244.00	0.00	57.25	-2.90
	P-4	222.50	124.80	41.30	24.00	710.00	225.70	0.00	117.50	-4.68
	P-5	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-6	345.00	175.50	45.00	21.80	1065.00	244.00	0.00	94.55	-2.51
Semaine 06	P-1	62.50	72.66	33.80	17.50	142.00	244.00	0.00	120.80	2.36
	P-2	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	P-3	175.00	100.02	36.13	18.30	514.75	198.25	0.00	100.15	-2.09
	P-4	215.00	123.45	35.00	16.00	699.35	183.00	0.00	96.75	-3.94
	P-5	392.50	130.50	37.50	18.80	896.38	213.50	0.00	101.60	2.55
	P-6	297.50	204.00	33.80	16.80	1100.50	164.70	0.00	107.00	-3.40
Semaine 07	P-1	50.00	55.07	36.30	17.00	131.35	244.00	0.00	59.05	0.65
	P-2	108.80	73.03	36.30	17.80	319.50	183.00	0.00	48.05	1.83
	P-3	171.30	102.24	37.50	23.30	521.85	198.25	0.00	69.75	-0.51
	P-4	205.00	109.56	36.30	18.50	681.60	192.15	0.00	36.25	-4.02
	P-5	251.50	194.88	37.50	19.30	967.38	192.15	0.00	6.33	0.34
	P-6	331.30	228.40	40.00	20.80	1171.50	167.75	0.00	0.00	2.57

Les sels solubles présents dans les eaux usées sont mobiles et vont se déplacer sous l'action de divers processus. Les sels les plus mobiles sont évidemment les plus solubles. leurs mouvements sont conditionnés par les propriétés du sable et les réactions chimiques entre les milieux solides-liquides.

Les six eaux usées contiennent diverses proportions de cations (Na^+ , Mg^{++} , K^+ et Ca^{++}) et les anions (Cl^- , SO_4^{--} , CO_3^{--} et HCO_3^-) qui mènent à différents degrés de salinité. La concentration de chaque élément est illustrée dans les figures 12 à 19.

Le chlore Cl^- :

Le dosage de chlorures se fait par la méthode Argentimétrique de Mohr. La présence de cet élément, dans les eaux filtrées, est liée, essentiellement, à la dissolution des composants présents dans les eaux usées, qui sont :

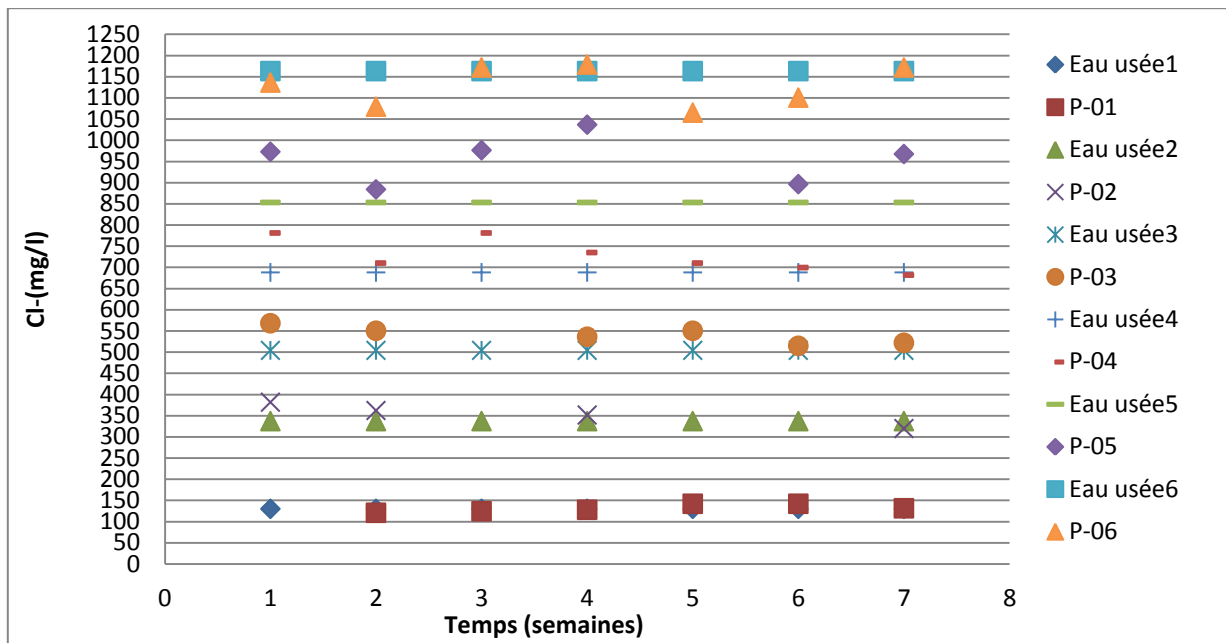
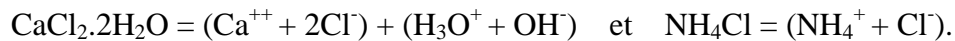


Figure 12 : Variation du Cl^- en fonction du temps

La figure 12 montre qu'il n'y a pas une grande variation entre les concentrations du Cl^- entrantes et sortantes, l'évolution se fait dans le même sens que la conductivité électrique. Le chlore est un élément très soluble, et peut donner lieu à des précipités dans le cas des concentrations très élevées.

L'alcalinité $HCO_3^- + CO_3^{2-}$:

Ces ions sont dosés par titrimétrie à l'acide sulfurique, les carbonates sont dosés en présence de phénophtaléine. Les bicarbonates sont titrés de la même façon en présence de méthylorange.

Les résultats, sont illustrés dans les figures 13 et 14, qui montrent que l'alcalinité des eaux filtrées est toujours élevée par rapport aux eaux usées utilisées et confirment les résultats du pH.

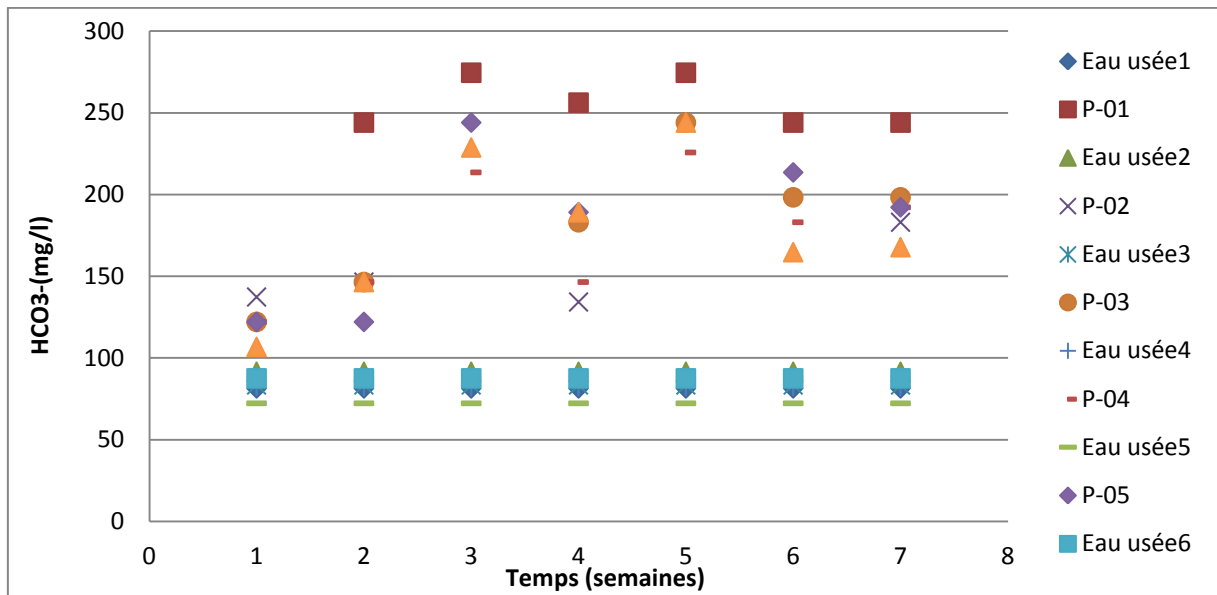


Figure 13 : Variation du HCO_3^- en fonction du temps

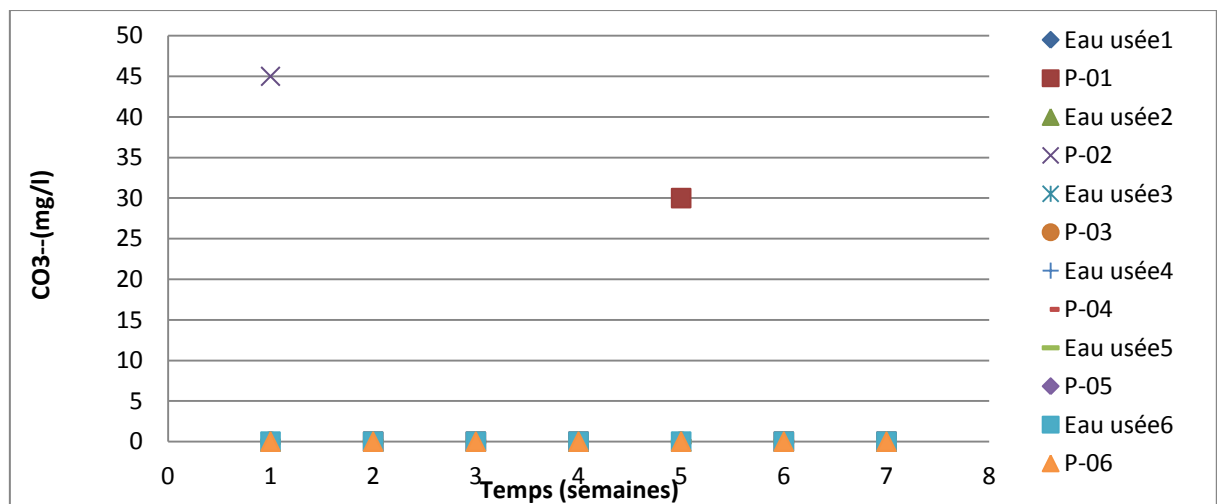


Figure 14 : Variation du CO_3^{2-} en fonction du temps

La présence de ces éléments dans les eaux filtrées est justifiée soit par :

- la dissolution du composant du NaHCO_3
- la minéralisation de la matière organique sous l'influence de microorganismes.
- la solubilité de CO_2 , atmosphérique ou engendré par les activités abiotiques donnant $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$.
- les bactéries qui interviennent sont de type hétérotrophe facultatif, et utilisent le carbone organique en tant que source d'énergie mais également pour la croissance bactérienne.

Le sulfate SO_4^{2-} :

Les ions du sulfate SO_4^{2-} sont dosés par le spectrophotomètre DR 2800.

On a ajouté ces ions dans les eaux usées synthétiques sous forme le sel $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ et se solubilise comme suit : $(\text{Mg}^{++} + \text{SO}_4^{--}) + 7(\text{H}_3\text{O}^+ + \text{OH}^-)$.

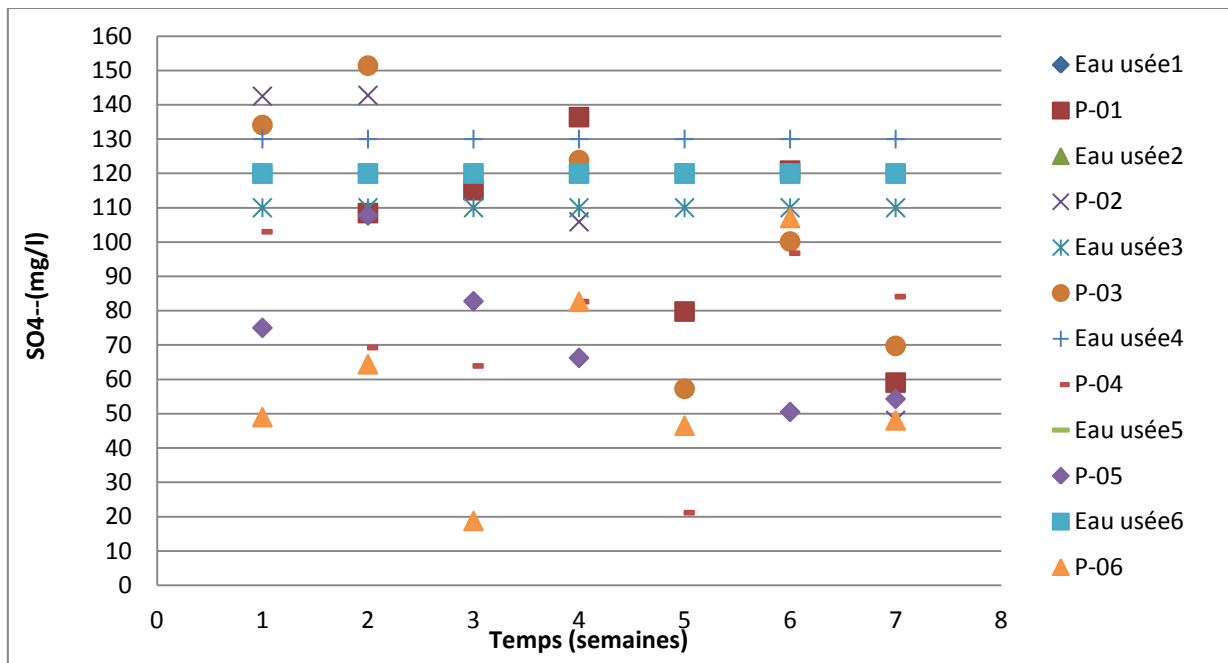


Figure 15 : Variation du SO_4^{2-} en fonction du temps

Le surplus ou le déficit de cet ion dans les eaux filtrées est dû à :

- la minéralisation de la matière organique sous l'influence de microorganismes ;
- la diminution de SO_4^{2-} (due aux bactéries utilisant l'oxygène des sulfates (SO_4^{2-}) comme source d'énergie pour leurs croissances et évaporation sous forme H_2S) ;
- la précipitation sous forme de $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (gypse), MgSO_4 , ou K_2SO_4 ;

- l'absorption sur les surfaces des colloïdes par les forces d'attraction universelle ;
- la fixation sur les grains du matériau, grâce à ses propriétés amphotériques, dans certaines conditions par les forces électrostatiques.

Le calcium Ca^{++} et le magnésium Mg^{++} :

Le dosage du calcium se fait par le spectrophotomètre à flamme et la détermination du magnésium se fait après la mesure de la dureté totale.

L'origine de ces cations dans les eaux traitées, est liée essentiellement, à la dissolution du $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ et $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ existants dans les eaux à traiter.

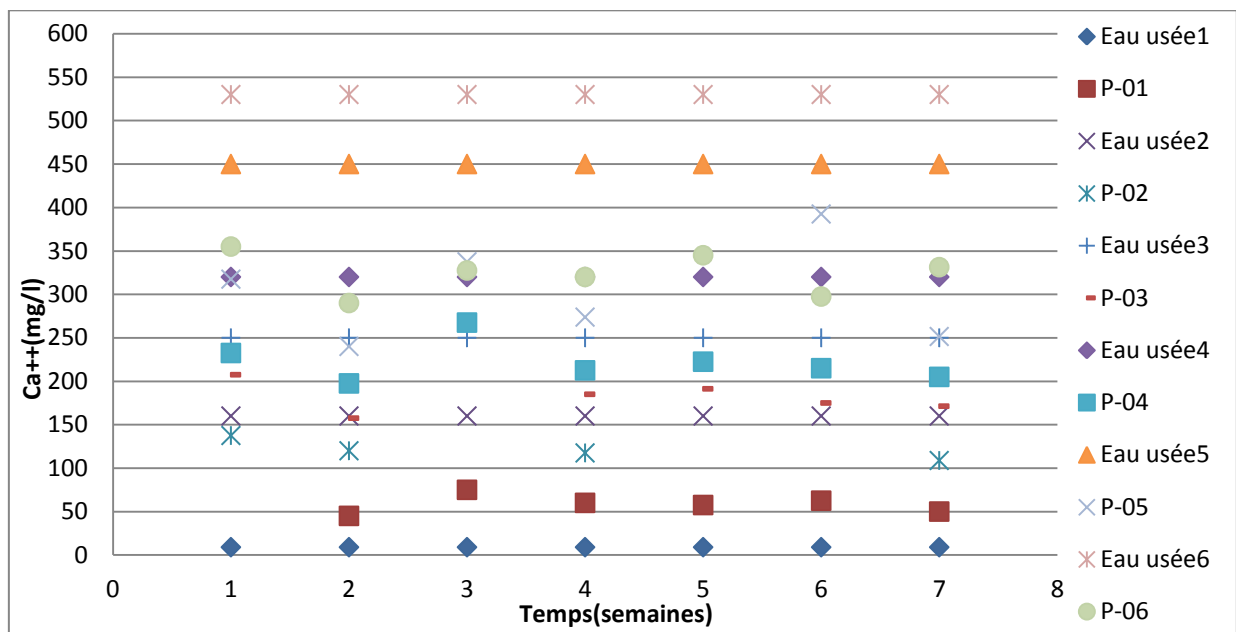


Figure 16 : Variation du Ca^{++} en fonction du temps

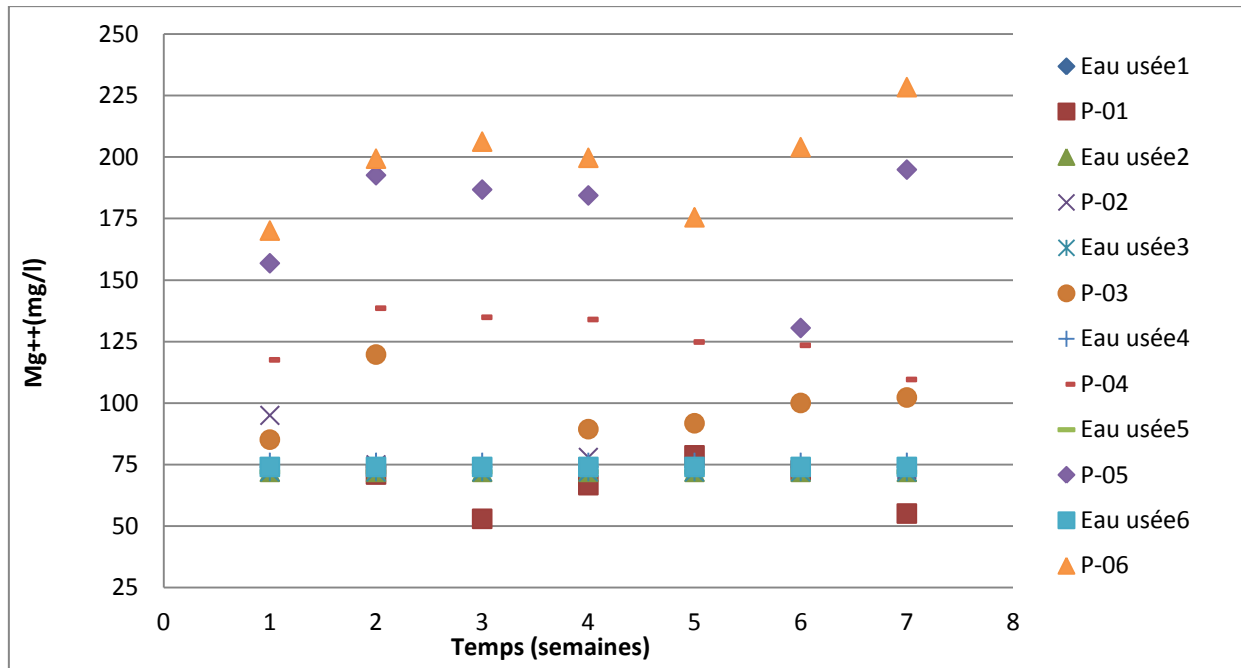


Figure 17 : Variation du Mg^{++} en fonction du temps

On constate que les ions Ca^{++} et Mg^{++} se retrouvent à des proportions différentes dans quasiment tous les échantillons des eaux filtrées (à l'exception de quelques filtres).

On peut expliquer ce résultat par les conditions de solubilité et la précipitation de deux éléments. La présence de Ca^{++} et Mg^{++} avec des quantités importantes par rapport au Na^+ , fait que le complexe absorbant se sature de façon préférentielle par les cations alcalino-terreux, (Mg^{++} pour le cas du P-01 et Ca^{++} pour les autres filtres).

La présence du Mg^{++} en surplus signifie qu'il y a une autre source de provenance, qui peut être les sels moins solubles tels que le $MgSO_4$, ou la composition primaire du matériau.

Le sodium Na^+ et le potassium K^+ :

La mesure du sodium et le potassium se fait par spectrophotométrie à flamme. Cette technique est l'un des procédés les plus rapides et sensibles connus aujourd'hui pour le dosage des éléments alcalins et alcalino-terreux.

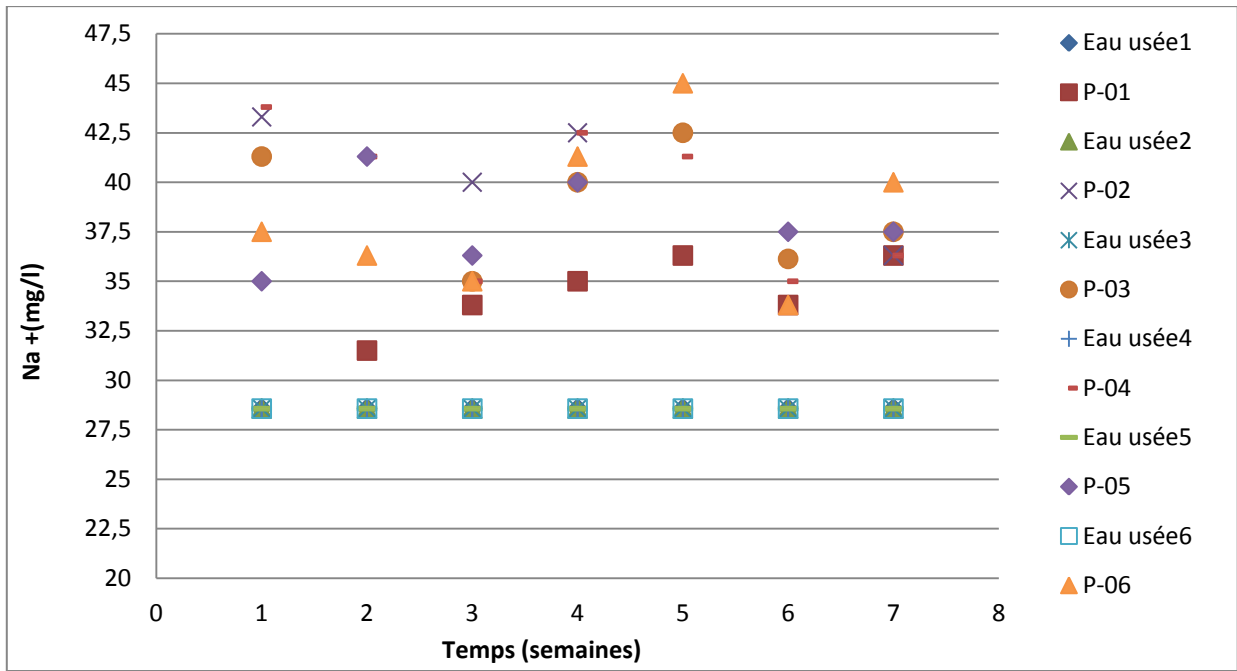


Figure 18 : Variation du Na⁺ en fonction du temps

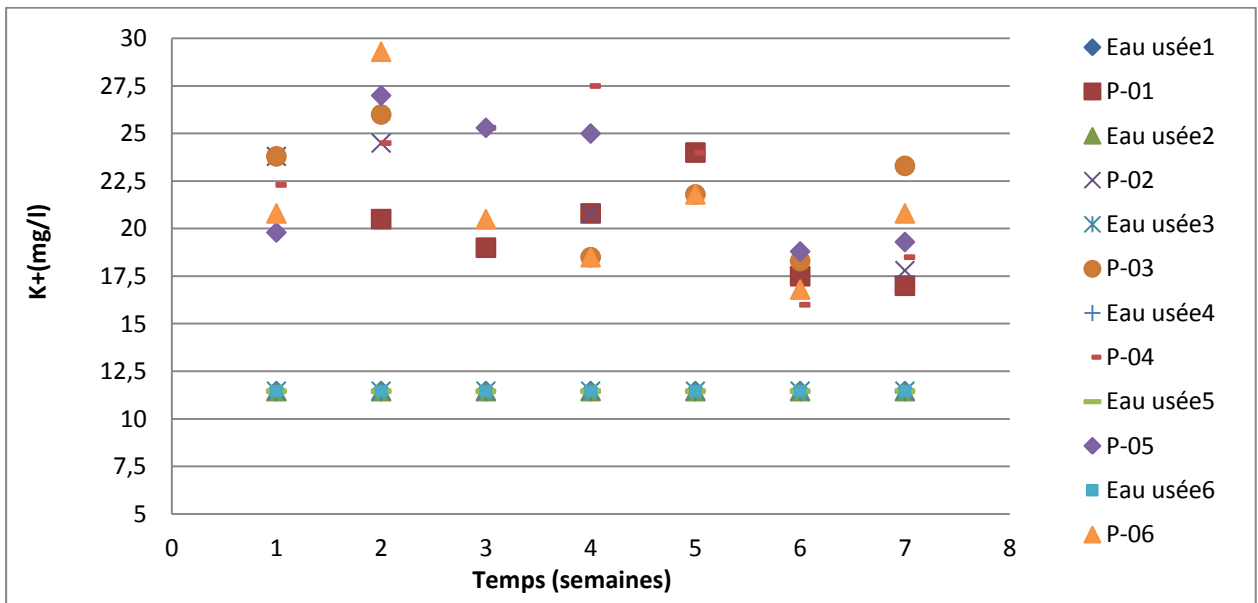


Figure 19 : Variation du K⁺ en fonction du temps

L'origine de ces éléments est liée généralement à la dissolution des sels des eaux usées tels que le NaHCO₃ et K₂HPO₄, et la transformation de la matière organique.

Dans notre étude, ces éléments ne précipitent pas et ne constituent pas le complexe absorbant parce qu'ils sont des ions facile à échanger.

Globalement, le fonctionnement des filtres met en œuvre des processus chimiques, physiques et biologiques se traduisant par la filtration, la sédimentation, la précipitation et l'adsorption des particules sur le milieu granulaire, mais également l'assimilation des nutriments par les bactéries et des transformations microbiologiques essentielles au métabolisme des bactéries.

Les mécanismes épuratoires qui ont lieu sont essentiellement : la filtration physique et le processus chimique d'élimination de la pollution assurée par les bactéries (nitrification, dénitrification). En effet, le milieu granulaire constitue une barrière physique de filtration qui arrête les matières en suspension à la surface du filtre où elles minéralisent [40].

La minéralisation de la matière organique, fait allusion à la forme de composés minéraux en général solubles. La minéralisation aboutit en fait à la disparition complète de la matière organique du sol, le schéma de la figure 20 résume l'ensemble de ces processus [12].

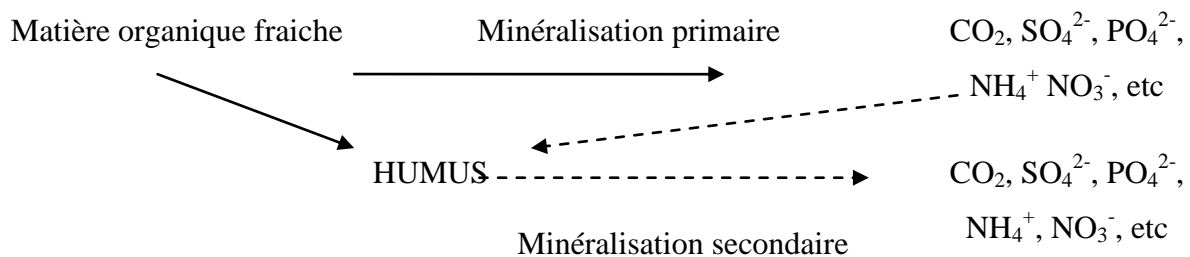


Figure 20 : Schéma de formation des humus naturels [12]

Par ailleurs, la dégradation de la pollution organique dissoute est assurée par des bactéries aérobies fixées sur le support granulaire insaturé (voir la figure 21). Cependant les performances épuratoires sont impactées par des facteurs tels que les charges hydrauliques appliquées, la fréquence de l'alimentation, la hauteur et les caractéristiques du matériau de filtration.

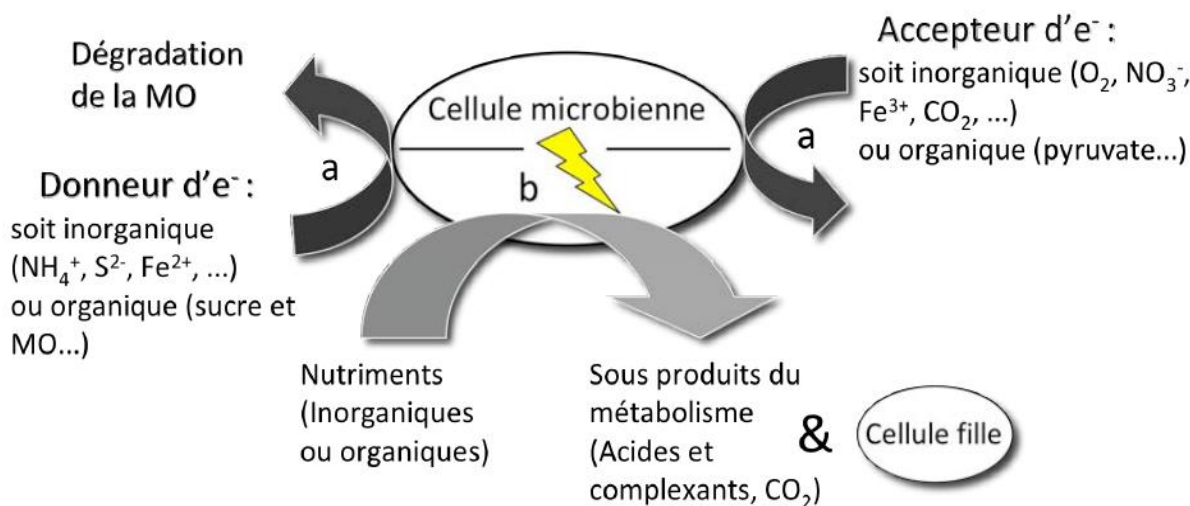


Figure 21 : Schéma de l'activité microbienne (a : respiration de la bactérie, b : production d'énergie grâce aux nutriments pour former une cellule fille). (Cas des organismes aérobies et anaérobies) [104]

Les sels solubles présents dans les filtres sont mobiles et peuvent se déplacer sous l'action de divers processus. Les sels les plus mobiles sont évidemment les plus solubles, leurs mouvements sont conditionnés par la qualité de l'eau usée qui mouille le filtre et les mouvements qu'elle subit. La migration et le dépôt des sels dissous dans l'eau dépendent des caractéristiques du milieu filtrant et le type des sels des eaux usées.

Les sels des eaux filtrées contiennent diverses proportions de cations (Na⁺, Mg⁺⁺, K⁺ et Ca⁺⁺) et les anions (Cl⁻, SO₄⁻, CO₃⁻ et HCO₃⁻) qui mènent à différents degrés de la salinité.

Les principales sources des constituants de ces sels sont les composants trouvés dans les eaux usées car la salinité du sable lavé ne dépasse pas 0.33 mg/g.

Le sel des sols regroupe l'accumulation et le lessivage des sels solubles (variations périodiques de ces processus dans les filtres). L'examen analytique des sels, les variations entre une eau usée et une autre, révèle la direction dominante de leurs mouvements et si l'accumulation ou la lixiviation de sels a lieu dans des conditions données [103].

Le transport des cations et des anions, et leurs interactions sur la surface du matériau filtrant affecte de nombreux aspects de comportement des sols. Il est donc important de comprendre les processus qui régissent le mouvement de soluté vers le bas et vers le haut à travers le sol et l'influence du débit sur la concentration de différents cations et anions [101].

Le sol est un système minéral poly-dispersé auquel peut s'ajouter de la matière organique plus ou moins décomposée. La phase la plus importante est la phase colloïdale : argile+humus

qui possède la propriété d'absorber les cations et anions et certains organismes microscopiques [02].

Le complexe absorbant d'un sol est l'ensemble des colloïdes minéraux et organiques qui ont la propriété de fixer des ions. Les ions sont retenus sur les surfaces adsorbantes par interactions électrostatiques sous forme de complexes à sphère externe et par des liaisons de coordination sous forme de complexes à sphère interne.

Le complexe argilo-humique, chargé négativement à sa surface, a la capacité de retenir à sa surface des cations provenant de la solution du sol : c'est le pouvoir adsorbant. Les cations présents dans la solution n'ont pas tous le même pouvoir flocculant. Ce dernier est donné dans l'ordre décroissant des cations : $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{H}^+ = \text{K}^+$ [104]. Le magnésium a les mêmes propriétés que le calcium, mais son pouvoir flocculant est moindre [105].

L'échange des ions bivalents, surtout Ca^{++} du complexe absorbant contre les ions Na^+ , n'est possible que dans la mesure où la concentration de l'ion Na^+ l'emporte de manière significative sur celle de l'ion Ca^{++} dans la solution du sol [96].

Certains éléments, tels que le phosphore et l'azote, sont absorbés et disparaissent par transformation par voie biochimique. Les phosphates peuvent donner des composés insolubles qui précipitent dans le sol, tandis que l'azote après nitrification et ammonisation peut être vaporisé dans l'atmosphère [02].

Conclusion

Afin d'évaluer l'efficacité de la technique de la filtration biologique, notre travail de traitement des eaux usées synthétiques salines avec six niveaux différents de taux en sels (entre 0.65 g/l et 2.67 g/l), sur un filtre à sable lavé, a confirmé la possibilité de traitement des eaux usées contenant moins de 1% en sels par ce processus, avec une performance très intéressante, puisque des rendements en DCO > 80 % sont obtenus.

L'utilisation du sable lavé permet de suivre l'évolution et les variations au niveau de la qualité des eaux usées à traiter telle que la salinité, sans l'intervention des paramètres chimiques du milieu filtrant. La conductivité électrique peut être un indice sur la minéralisation de la matière organique et le degré de biodégradabilité dans les filtres à sable. Et ainsi que le suivi des éléments majeurs donne une conception sur les ions qui sont intervenus pour former le complexe absorbant. L'absorption des cations par les colloïdes du sol est assimilable à une action de surface et des échanges qui se produisent entre les eaux usées et le matériau filtrant.

CHAPITRE IV

Comparaison des performances du sable lavé et du sable naturel

IV. Comparaison des performances du sable lavé et du sable naturel non lavé dans le traitement des eaux usées de différentes salinités

Introduction :

L'évaluation de l'épuration (filtration biologique) des eaux usées ne différant que par leur salinité sur sable de dunes (lavé et non lavé), est réalisée sur des pilotes confectionnés par nos soins au laboratoire. Nous décrirons dans ce qui suit les étapes entreprises et les résultats obtenus.

V.1 Matériels et méthodes

V.1.1 Matériaux filtrants

Les massifs filtrants utilisés dans cette partie du travail sont le sable de « N'goussa » non lavé (dit: naturel) et le même sable lavé. Leurs caractéristiques physico-chimiques sont représentées dans le tableau IV.01.

Le sable de N'goussa naturel est caractérisé essentiellement par un taux de sel élevé, un taux de calcaire et la matière organique faibles, une granulométrie serré et bien graduée, et un sable qui répond aux exigences de la filtration lente [33,64,73].

Pour le sable lavé, il est constitué du sable de N'goussa naturel lavé avant d'être tamisé par une série décroissante des tamis afin d'avoir un sable lavé avec les mêmes caractéristiques physiques que le non lavé (granulométrie, D_{10} , le D_{60} et le C_U).

Tableau IV.01 : Paramètres physico-chimiques de sable N'Goussa naturel et lavé

Sable	N'Goussa naturel	N'Goussa lavé
EC25C° (mS/cm)	2.46±0.02	0.0473±0.0037
pH	8.58±0.02	9.22±0.09
Salinité (mg/g)	9.33±0.07	0.323±0.002
MO %	0.084±0.001	--
CaCO ₃ %	0.12±0.02	0.003±0.000
Densité réelle g/cm ³	2.54	2.59
Cu	2.33	2.33
D ₁₀	0.12	0.12
La masse volumique apparente g/cm ³	1.695	1.741
Porosité %	33.20	32.90

Les valeurs du pH et de la CE, sont mesurées sur l'extrait aqueux à 1/5 (g/l). La masse volumique et la porosité sont déterminées après le remplissage des filtres.

Le lavage dans cette étape du travail, a conduit à une diminution remarquable de CaCO_3 .

IV.1.2 La qualité des eaux usées :

Les eaux usées utilisées dans ce travail ont été confectionnées avec ajout de nutriments tels que le sucre, le chlorure d'ammonium et de la levure comme source bactérienne [38,65] (voir chapitre II). La salinité, de nos échantillons à traiter, a été modifiée par l'ajout de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ [66], entre 0.032 g/l et 1.80 g/l à l'eau usée référentielle, pour obtenir des conductivités électriques entre 0.75 et 3.10 mS/cm. Ces caractéristiques sont résumées dans le tableau IV.02.

Tableau IV.02 : Caractéristiques des eaux usées utilisées

Caractéristiques	Salinité Totale (g/l)	CE moy (mS/cm)	pH moy	DCO moy (mg O ₂ /l)	DBO ₅ moy (mg O ₂ /l)
Eau usée 01	0.538±0.021	0.751±0.029	5.85±0.48	588.3	394
Eau usée 02	0.984±0.035	1.297±0.046	5.62±0.60	600.8	382
Eau usée 03	1.329±0.056	1.752±0.074	5.53±0.61	579.2	416
Eau usée 04	1.623±0.065	2.140±0.086	5.44±0.49	588.8	380
Eau usée 05	1.972±0.066	2.600±0.087	5.61±0.63	576.0	420
Eau usée 06	2.316±0.093	3.054±0.122	5.49±0.67	543.1	375

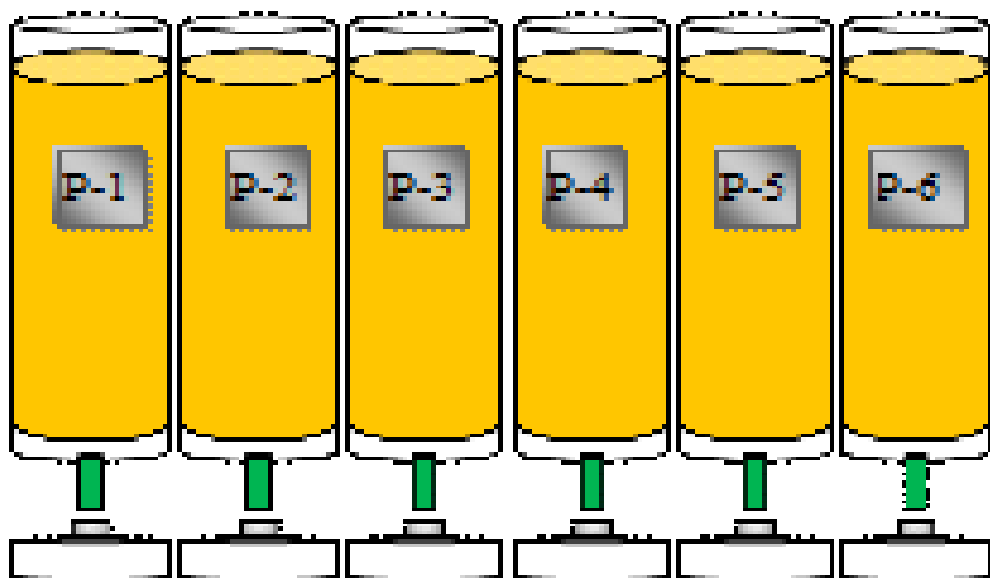
IV.1.3 Le régime d'alimentation des pilotes :

Le choix de la charge hydraulique est déterminé selon le fonctionnement des dispositifs ainsi que des propriétés hydrodynamiques des matériaux filtrants et les normes de la filtration lente.

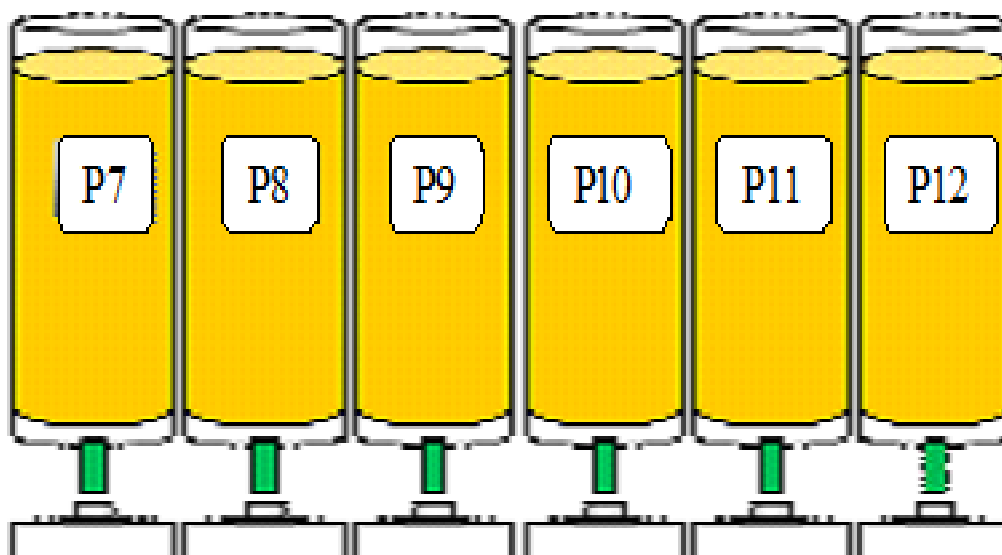
Nous avons alimenté les colonnes avec la charge hydraulique de 0.52 l/jour/filtre pendant 7 semaines. L'injection a été entamée le 1^{er} novembre 2015 pour les deux dispositifs (sable naturel et sable lavé, 6 colonnes pour chacun d'eux) avec les six eaux usées.

IV.1.4 Les dispositifs expérimentaux :

Les 12 pilotes sont constitués, de bas en haut, d'un film, d'une couche de drainage et d'une couche de filtration (figure 09 et annexe 05).



N'goussa lavé



N'goussa naturel

Figure 22: Dispositif expérimental.

IV.2 Résultats et discussion (traitement sur un filtre à sable lavé):

Les paramètres (pH, CE, DCO et DBO₅) caractérisant nos échantillons d'eaux sont mesurés à l'entrée et à la sortie des filtres.

V.2.1 Le pH :

Les mesures du pH, sont effectuées quotidiennement à l'aide d'un pH-mètre. Les prélèvements ont été effectués dès le premier jour de fonctionnement. Les résultats de chaque campagne, sont représentés dans le tableau IV.03.

Tableau IV.03 : Variation du pH en fonction du temps (sable lavé)

Temps (semaine) / pH								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-1	5.85±0.48	8.18	8.25	8.19	8.23	7.98	8.47	8.36
P-2	5.62±0.60	8.12	8.10	8.19	7.82	7.98	7.82	7.92
P-3	5.53±0.61	8.06	8.04	8.15	8.13	8.10	8.25	8.22
P-4	5.44±0.49	8.09	7.63	7.77	7.64	7.70	8.05	7.88
P-5	5.61±0.63	7.88	7.43	7.57	7.59	7.77	7.88	8.00
P-6	5.49±0.67	7.92	7.60	7.60	7.79	7.82	7.96	8.04

Nous constatons que les valeurs du pH des eaux usées sont comprises entre 5.44 et 5.85. Leur variation d'une campagne à une autre est due probablement à la variation de la température ambiante qui peut affecter le processus de la dégradation de la matière organique ou encore les réactions chimiques engendrant les échanges de protons dans l'eau usée et le support filtrant.

Les valeurs du pH des eaux filtrées sont toujours supérieures au pH des eaux brutes dans chaque pilote. Cette variation, entre ces deux valeurs extrêmes d'une campagne à une autre, est due à la variabilité des eaux usées et leurs compositions.

Cette variation du pH peut être argumentée par certains travaux rapportés dans la littérature (consommation de protons à partir du support au cours des réactions de réduction [62] et l'augmentation de la pression partielle du CO₂ dans les solutions aqueuses [96]).

IV.2.2 La Conductivité Electrique (CE) :

Il s'agit d'un paramètre qui permet de définir la salinité totale d'une solution, puisque sa valeur est proportionnelle à la concentration totale en sels solubles.

Les variations journalières de la conductivité électrique en fonction du temps, sont représentées dans la figure 23.

Les valeurs de la CE des eaux brutes sont liées à la température ambiante qui varie en fonction du temps et influe sur les composantes des eaux usées synthétiques et sur la solubilité des sels [74]. Ceci est remarquable sur la figure 23 où les valeurs de la conductivité électrique des eaux filtrées sont toujours supérieures à celle des eaux usées brutes. Elles sont liées à la salinité initiale de celles-ci, qui varient entre 0.751 ± 0.029 et 3.054 ± 0.122 mS/cm.

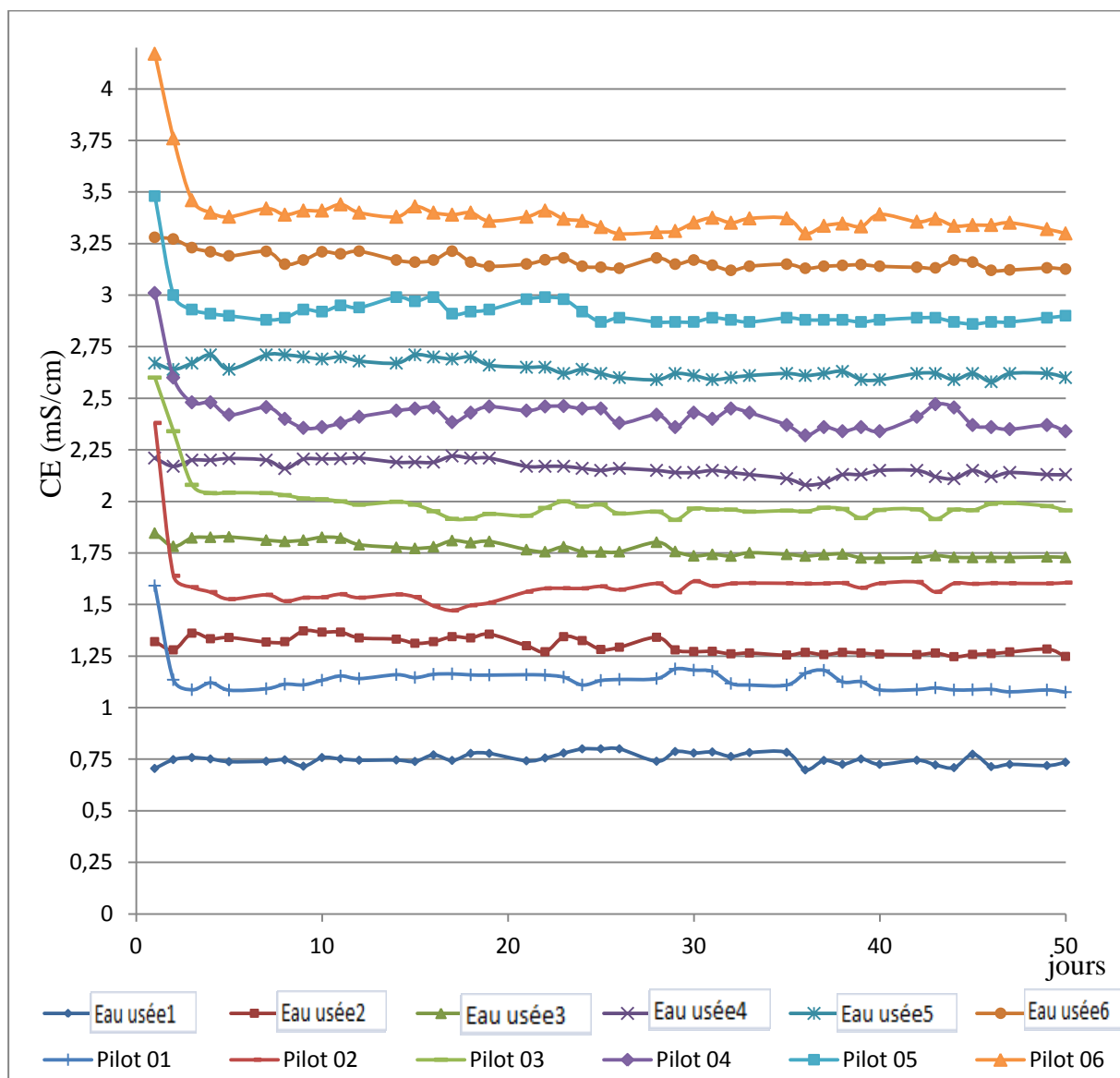


Figure 23 : Variation de la conductivité électrique en fonction du temps (sable lavé)

Les variations de la conductivité électrique ΔCE entre l'entrée et la sortie de chaque colonne, font apparaître deux domaines: le premier représente le début du fonctionnement (les

premières gouttes sortantes), tandis que le second, représente le bon fonctionnement du filtre, jusqu'au colmatage partiel.

Les valeurs sont élevées au début du fonctionnement, il s'agit de la phase du lessivage des filtres (liées à la salinité initiale des eaux usées).

La deuxième partie des figures, montre une légère stabilité de la conductivité des eaux filtrées en fonction du temps avec un léger changement d'un filtre à un autre. A noter qu'il y a toujours une différence entre les eaux usées et les eaux filtrées, la CE de ces dernières sont toujours supérieures. C'est une conséquence de la transformation de la matière organique en matières minérales par les systèmes enzymatiques bactériens présents dans la solution du sol et la migration de ces ions avec l'écoulement des eaux à travers le milieu filtrant.

On relève aussi les valeurs élevées de ΔCE des eaux filtrées pour les pilotes P-01 et P-02, par rapport aux autres, causées probablement par la solubilité d'une plus grande quantité de matière organique, ce qui peut nous donner un aperçu sur le taux de dégradation biologique des composés organiques. Ce constat confirme que l'activité bactérienne diminue avec l'augmentation de la force ionique des solutions [49,63]. De même que l'augmentation de la dureté calcique d'une eau provoque une diminution ou une inhibition de la plupart des activités bactériennes [98].

IV.2.3 La demande chimique en oxygène :

Afin d'évaluer l'efficacité de notre dispositif, nous avons calculé le rendement épuratoire de l'élimination de la DCO. Les résultats sont regroupés dans le tableau IV.04 et illustrés par la figure 24.

Tableau IV.04 : Valeurs de la DCO en fonction du temps (sable lavé)

Filtres	Eau usée	Temps (semaine)/DCO (mg/l)						
		1	2	3	4	5	6	7
P-01	588.3±49.87	57.6	14.4	09.6	28.8	19.2	134.4	230.4
P-02	600.8±50.93	28.8	28.8	33.6	24.0	38.4	48.0	57.6
P-03	579.2±82.28	57.6	33.6	38.4	28.8	52.8	67.2	72.0
P-04	588.8±89.58	62.4	38.4	67.2	48.0	134.4	187.2	292.8
P-05	576±101.8	81.6	43.2	86.4	105.6	148.8	211.2	249.6
P-06	543.1±103.7	96.0	81.6	100.8	110.4	158.4	172.8	91.2

A partir de la figure 24 qui représente le rendement d'élimination de la DCO, on a enregistré des très bons rendements durant les cinq premières semaines, qui étaient supérieurs ou égaux à 75 % pour tous les filtres.

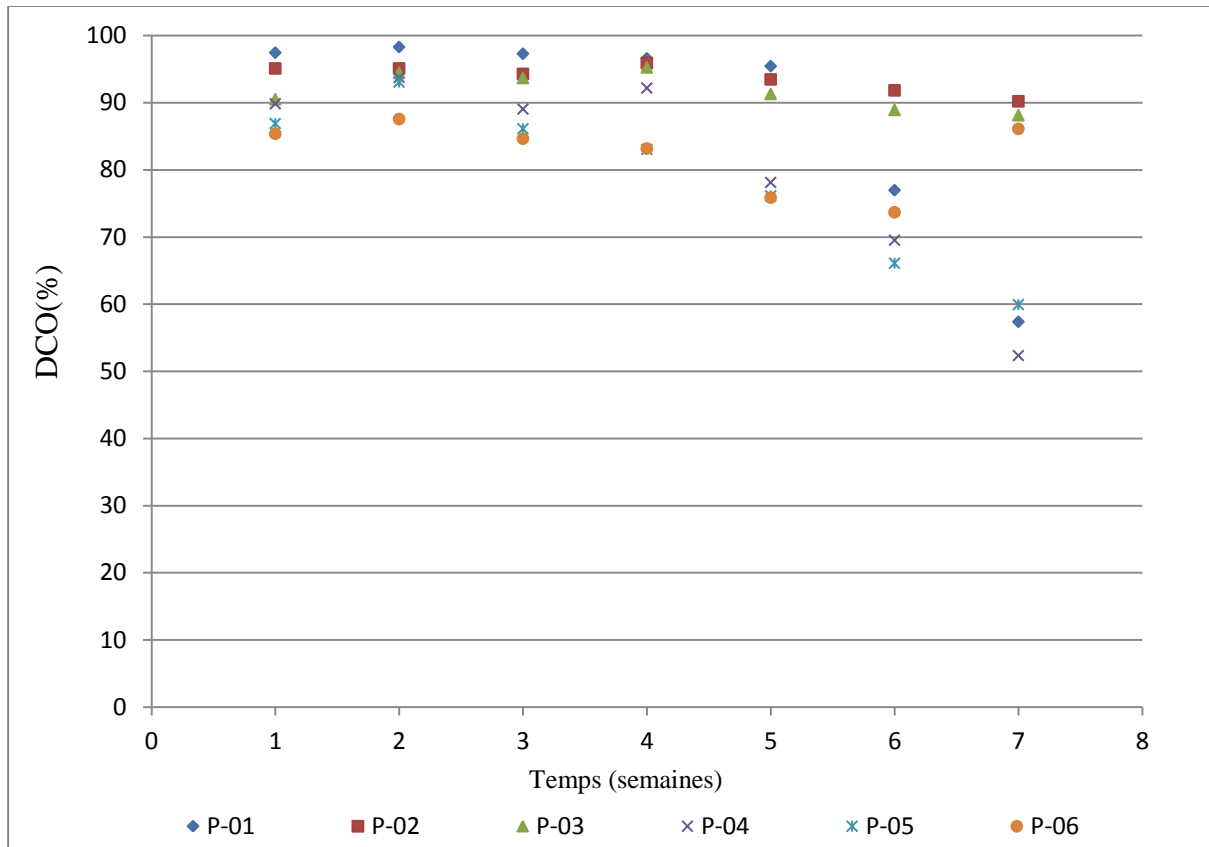


Figure 24 : Rendement épuratoire de l'élimination de la DCO (sable lavé)

La formation de schmutzdecke dans les couches supérieures du sable est dû à l'accumulation des particules organiques et les bactéries dans laquelle règne une vie biologique intense (biomasse). Cette association biologique couvre les grains de sable et forme le film biologique qui permet une épuration très poussée [42,49].

Les rendements épuratoires sont restés bons mais instables pour les six filtres dans les quatre premières semaines. Dans ce cas, l'activité du biofilm n'est pas proportionnelle à la quantité de biomasse fixée au niveau la couche superficielle, mais elle augmente avec l'épaisseur du biofilm à un niveau déterminé, dite "épaisseur active" [51].

Le degré d'adsorption est influencé par plusieurs facteurs physiques et chimiques, tels que la taille des grains et les caractéristiques de la surface du milieu filtrant [44].

Après cinq semaines du fonctionnement, on a remarqué le blocage des couches superficielles du filtre. Cet effet a augmenté la durée moyenne de la rétention de l'eau dans le filtre et réduit la surface efficace disponible pour l'infiltration d'eau à un point où il y a formation de flaques [99], ce qui engendre une diminution de l'activité bactérienne et perturbe les rendements des filtres. Par contre les rendements de P-02 et P-03 sont restés bons et presque stables pendant les six semaines, mais après cette durée, on observe une fluctuation du rendement épuratoire, justifiée par la stagnation au niveau du filtre, conduisant à une valeur avoisinant 90 % pour les deux filtres à la dernière campagne. Notons que l'augmentation de la teneur en sels a entraîné une diminution remarquable du taux d'élimination de la DCO, tel que c'est illustré par les résultats ci-dessus. Des travaux antérieurs, menés dans notre laboratoire, ont montré que la plus grande force ionique de la solution aqueuse réduit l'effet des forces de répulsion, et influe sur l'adsorption ainsi que la rétention des bactéries [42], et les mécanismes de fixation des matières solubles sur le matériau filtrants.

IV.2.4 La demande biologique en oxygène :

La demande biochimique en oxygène après cinq jours au niveau d'un échantillon, est la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes aérobiques présents dans cet échantillon (oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques).

La détermination de la DBO₅ est faite plusieurs fois selon les normes AFNOR et par la méthode manométrique, sur des échantillons non dilués. Les valeurs du rendement de la DBO₅ sont illustrées dans la figure 25.

Tableau IV.05 : Valeurs de la DBO₅ en fonction du temps (sable lavé)

Temps (semaine)/DBO ₅ (mg/l)								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-7	394±105.97	5	5	5	40	20	200	200
P-8	382±105.45	10	10	10	0	0	0	55
P-9	416±75.70	15	5	5	5	5	0	1
P-10	380±89.81	10	10	5	20	85	100	180
P-11	420±42.43	10	10	20	65	85	135	210
P-12	375±81.03	10	20	75	80	140	35	0

Le passage des valeurs de la DBO₅ au rendement épuratoire est effectué en appliquant la formule suivante:

$$R (\%) = \left(\frac{\text{DBO5 eau usée} - \text{DBO5 eau filtré}}{\text{DBO5 eau usée}} \right) \times 100$$

Nous constatons que les allures de l'abattement de la DBO₅ suivent presque les mêmes allures que la DCO (figure 24) mais avec des valeurs plus importantes. Ceci est justifié par la qualité des eaux épurées, et la technique de traitement utilisée (traitement biologique d'un effluent domestique).

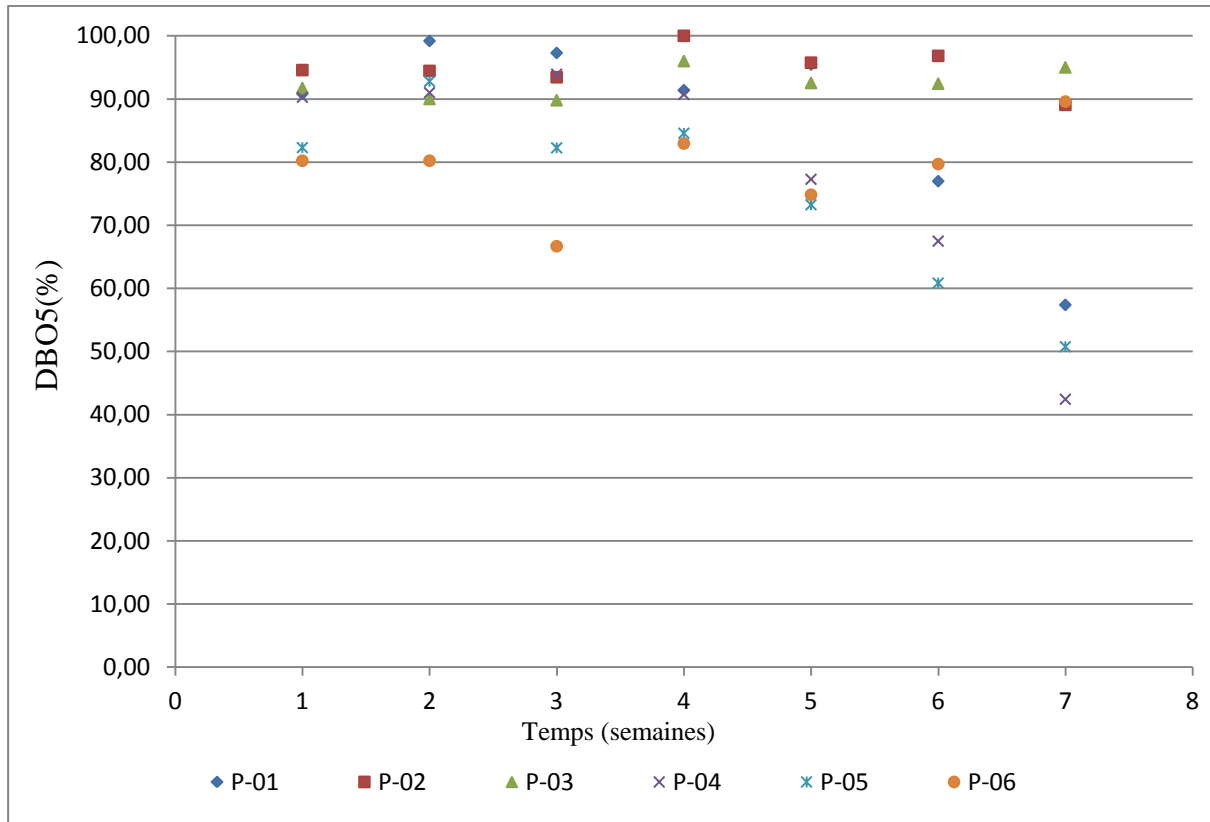


Figure 25 : Evolution du rendement en DBO₅ en fonction du temps (sable lavé)

Dans la 1^{ère} et la 2^{ème} semaine, les valeurs de la DBO₅ prennent des valeurs remarquables pour toutes les eaux filtrées, entre 98 et 93 %. Cette phase est appelée "la période du bon fonctionnement des filtres" où le sable lavé joue un rôle d'un filtre récepteur et favorise la fixation des composants organiques et la croissance des microorganismes en même temps que l'élimination de la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution.

A la 3^{ème} et 5^{ème} semaine toutes les eaux filtrées possèdent quasiment les mêmes valeurs de la DBO₅, à l'exception P-05 et P-06.

Après la 5^{ème} semaine, les rendements des filtres s'amenuisent par rapport aux trois premières semaines, surtout pour le P-06.

La diminution des rendements de la DBO₅ est prévisible car chaque filtre possède une certaine durée de vie, et ce stade est ainsi appelé "le point de saturation du filtre".

Pour les P-02 et P-03, nous constatons que les valeurs du rendement ont atteint des valeurs maximales de 96 et 95 % respectivement dans les cinq premières semaines, puis sont stabilisées dans les deux semaines suivantes autour de 90 % pour P-02 et de 88% pour P-03.

Par contre les pilotes P-01, P-04, P-05 et P-06 prennent des allures décroissantes par rapport à P-02 et à P-03. Les rendements vont jusqu'à 59 et 57 % pour le P-05 et le P-01 respectivement à la fin du fonctionnement.

Une constatation citée dans la littérature peut être reprise dans notre cas, à savoir que « l'effet de la salinité sur la complexation de la matière organique dissoute est assez variable. Les anions en solution peuvent entrer en compétition avec la matière organique dissoute pour s'absorber sur les minéraux des sols, empêchant leur complexation avec la matière organique dissoute. Les cations se lient aux charges partielles électro-négatives de la matière organique dissoute, pouvant ainsi entraîner une diminution de la densité de charges de surface et de ce fait réduire la solubilité des complexes formés » [100].

En général, le système (granulométrique-microbien), dans les dispositifs de filtration, est responsable de la réduction de la DBO₅ tandis que la diminution des rendements dans la sixième et la septième semaine, s'expliquent par la diminution de la rétention physico-chimique.

A titre comparatif entre ce travail et celui présenté au chapitre précédent, on relève que la température ambiante joue un rôle important sur le traitement des eaux usées, malgré les basses concentrations en sels utilisées. Les conséquences des effets de la température sur les processus microbiens dans le sol sont nombreuses et importantes.

Le régime thermique du sol influe directement sur le fonctionnement physiologique des micro-organismes, mais aussi indirectement, comme un facteur du dessèchement du sol par exemple. Lorsque que la température est élevée, et la teneur en eau du sol subit une diminution, surtout la couche superficielle (schmutzdecke), les micro-organismes subissent un double stress, thermique et hydrique [96].

IV.3 Résultats et discussion (traitement sur un filtre à sable N'goussa naturel)

Pour évaluer l'effet du lavage avec l'influence de la salinité des eaux usées sur l'efficacité du traitement biologique, nous avons entrepris la même étude avec le sable de N'goussa, mais non lavé (naturel). Notons que le sable de dunes de la région de N'Goussa (Ouargla) est caractérisé par un grain fin, uniforme, très salé, pauvre en matière organique et un pH alcalin avec une teneur en chaux faible, a été choisi au vu d'un complément d'un certain nombre d'études antérieures sur la filtration lente [65].

Comme cité précédemment dans la mise en place des pilotes de filtration et leur fonctionnement, l'évolution des paramètres physico-chimiques a été entreprise. Il s'agit de: la température, la conductivité électrique, le pH, la DCO et la DBO5. L'analyse se fait une fois par semaine pendant une période de 7 semaines (qui correspond à 49 jours).

IV.3.1 Le pH :

Nous avons mesuré le pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des filtres. Les résultats sont représentés dans le tableau IV.06.

Tableau IV.06: Variation du pH en fonction du temps (sable naturel)

Filtres	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-07	5.85±0.48	8.09	8.00	7.75	7.74	7.95	8.02	8.41
P-08	5.62±0.60	8.00	8.09	7.78	7.80	7.83	8.24	7.95
P-09	5.53±0.61	7.98	8.08	7.87	7.90	7.87	8.30	7.95
P-10	5.44±0.49	8.04	8.03	8.02	8.05	8.07	8.05	8.21
P-11	5.61±0.63	8.04	8.00	7.88	7.79	7.76	7.72	7.83
P-12	5.49±0.67	7.98	7.96	7.73	7.82	7.95	8.07	8.43

Les valeurs du pH de l'eau filtrée (7.74 à 8.49) sont toujours supérieures au pH de l'eau brute (5,44 à 5,85) dans chaque pilote. Le pH des eaux filtrées devient basique dans la majorité des campagnes pour tous les filtres.

Pendant les cinq premières semaines, toutes les valeurs de nos eaux filtrées sont comprises entre 7,73 < pH < 8,09. Leur variation entre une eau et une autre, et une campagne et autre, est due probablement à la variation de la température ambiante (comme cité précédemment).

L'augmentation du pH des eaux filtrées peut donner une idée sur la nature du sable, qui contient un excès en sodium échangeable [80].

Le sable de N'goussa a un taux de calcaire de 0.12 % et sa solubilité est très faible (0.0018g/100g) [02], cette quantité peut influencer sur le pH des eaux traitées.

En outre les valeurs obtenues pour les différents pilotes sont quasiment identiques avec un léger écart qui pourrait être lié de façon proportionnelle à la valeur du pH des eaux usées. Malgré la différence entre la salinité des eaux usées qui est comprise entre 0,78 et 3,1 mS/cm, cette augmentation apparaît dès la mise en eau (probablement en relation avec le processus d'interaction : micro-organismes réducteurs et consommateurs de protons H⁺).

IV.3.2 La Conductivité électrique CE :

La figure 26 représente les conductivités électriques des eaux injectées et les eaux filtrées pendant les 49 jours du fonctionnement.

La courbe de conductivité est divisée en trois intervalles, le premier [1-3 jours] est une phase qui se caractérise par une chute remarquable des valeurs de la conductivité électrique, c'est la phase de lessivage des filtres.

Dans cette phase on a remarqué que les premières séries des mesures sont caractérisées par de fortes conductivités électriques, notamment les premières gouttes récupérées en parallèle avec le temps de réponse des filtres ; ces valeurs sont grandes au début du fonctionnement des filtres à cause de la concentration très élevée des sels solubles entre des valeurs de 226 et 122 mS/cm; (début de lessivage des sels contenus dans le sable de N'goussa qui a une quantité de sels solubles de 9,5 mg/g).

Dans le second intervalle, la CE varie selon le filtre, une légère stabilité de la conductivité avec une légère diminution d'un filtre à un autre.

Enfin, dans le troisième intervalle, la CE varie selon l'eau injectée. Une diminution a été remarquée en fonction du temps.

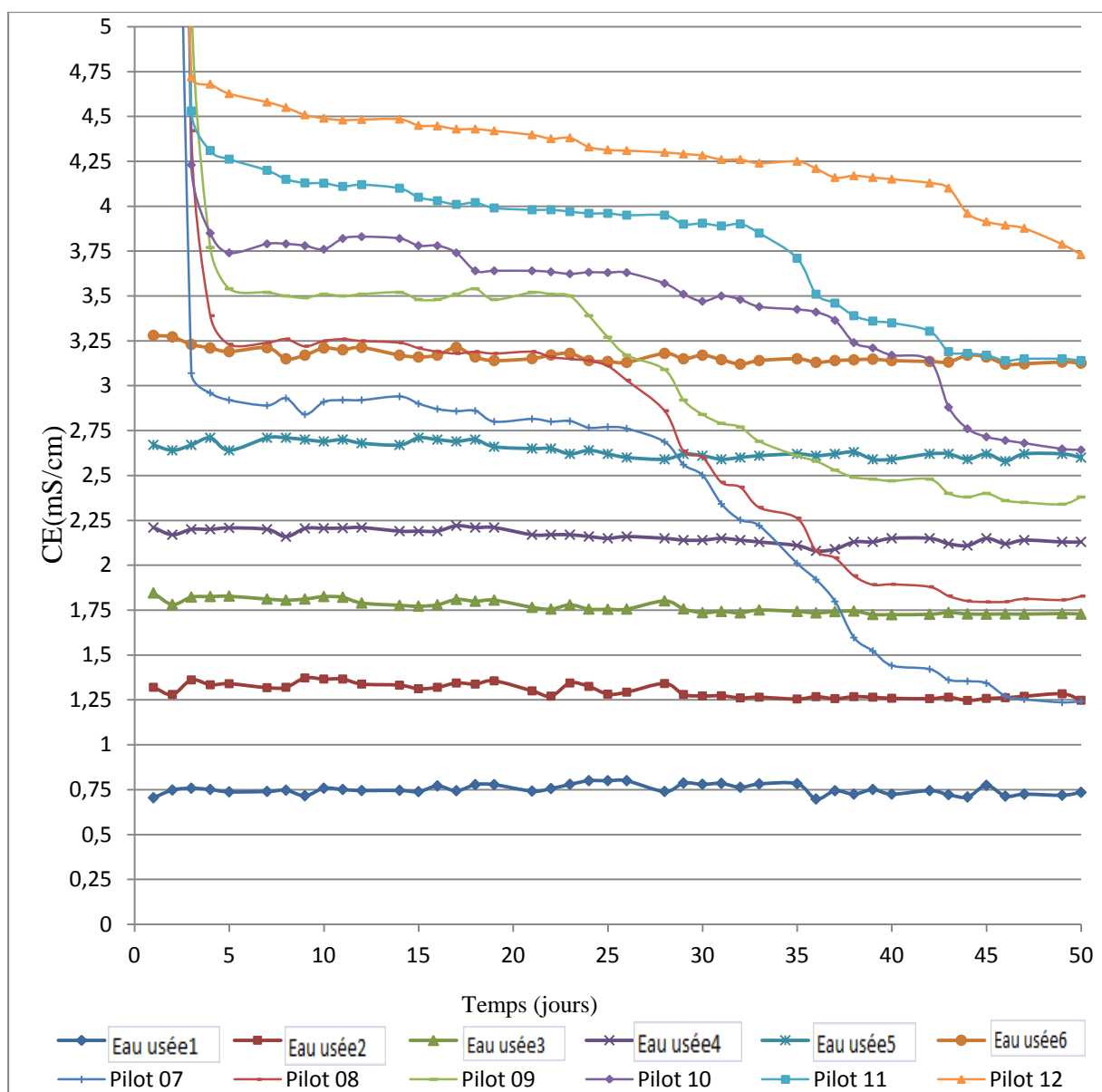


Figure 26 : Variation de la conductivité électrique en fonction du temps (sable naturel)

Nous distinguons trois remarques assez significatives : la pente de lixiviation varie d'un filtre à l'autre, où la conductivité de l'eau filtrée est généralement instable dans les mêmes intervalles. Par exemple pour le Pilote 7 {5 à 27 jours} et le pilote 12 {10-45 jours} la même chose pour les autres filtres où cet intervalle s'accroît si la salinité de l'eau usée augmente. Ceci peut se justifier par le taux de solubilité du sel du sable qui augmente quand la salinité de l'eau usée diminue, c'est à dire le taux de saturation de l'eau porale en sel augmente au court temps si la salinité de l'eau usée est élevée.

La deuxième, c'est que les valeurs de la conductivité électrique de l'eau filtrée restent toujours supérieures à celles des eaux usées au cours des 7 semaines, malgré la diminution qui a été remarquée par rapport aux valeurs des cinq premiers jours [53].

La troisième remarque, on ne peut pas estimer ou calculer la quantité en sel engendré par l'activité microbienne à cause de la forte solubilité des sels au niveau du milieu filtrant (sable naturel) et la conductivité électrique n'atteint pas des valeurs proches à celles des eaux usées.

IV.3.3 La demande chimique en oxygène DCO :

La DCO représente la concentration exprimée en mg/l d'oxygène équivalent à la quantité de dichromate consommée par la matière dissoute et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant, dans les conditions normalisés. Les campagnes des mesures sont effectuées d'une façon hebdomadaire, les valeurs de la DCO sont représentées au tableau IV.07 et les rendements dans la figure 27.

Tableau IV.07 : Valeurs de la DCO en fonction du temps (sable naturel)

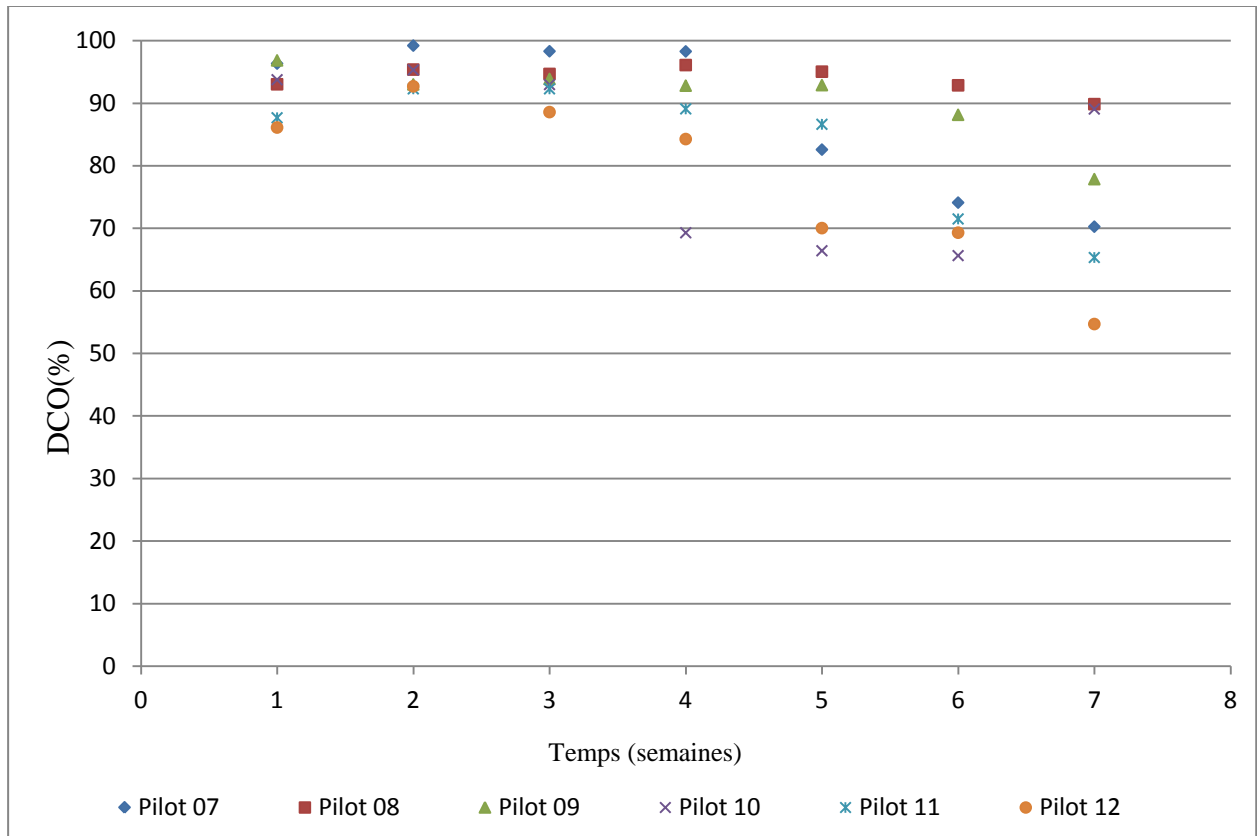
Temps (semaine) / DCO (mg/l)								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-7	588.3±49.87	28.8	99.2	98.3	96.6	83.9	144	168
P-8	600.8±50.93	91.0	95.9	95.1	95.1	38.4	43.2	38.4
P-9	579.2±82.28	96.8	97.6	95.3	93.7	43.2	72.0	67.2
P-10	588.8±89.58	93.8	95.3	93.0	68.0	206	211	67.2
P-11	576.0±101.8	87.7	92.3	92.3	89.1	62.4	178	216
P-12	543.1±103.7	86.1	92.7	90.5	56.9	197	202	226

La DCO dans les effluents traités (figure 27), est inférieure à celle des eaux injectées, et les meilleurs rendements ont été obtenus pour les quatre premières semaines.

Le taux d'élimination étant supérieur à 80 % , les solides en suspension retenus par le milieu poreux s'y accumulent au niveau des premiers centimètres du support filtrant, qui peut assurer un double rôle : la rétention des MES et la fixation de la biomasse qui se développe autour des grains et biodégradation de la pollution organique.

Ces résultats montrent une bonne transformation et épuration des eaux usées par les microorganismes. Ces derniers ayant un rôle important dans la dégradation des composés organiques retenus par le support filtrant.

Les rendements maximaux sont apparus entre la 2^{ème} et la 4^{ème} semaine, et on peut justifier cette efficacité par une bonne élimination de la matière organique dissoute, qui a été piégée par le complexe absorbant après la saturation du milieu.



La figure 27 : Evolution de la DCO en fonction du temps (sable naturel)

Après la 5^{ème} semaine jusqu'à la fin de l'expérimentation, on observe une légère diminution dans les cas P-08 et P-09, et forte dans les autres pilotes. Ceci peut être un signe de faiblesse de l'efficacité du traitement biologique.

Johnson et al., (1996) [101] in [97], ont constaté que la concentration bactérienne augmente si les cellules de couverture sur des substrats ont augmenté, mais les taux d'adsorption diminuent car les cellules adsorbées bloquent les sites de fixation sur les grains de sable.

La précipitation des sels et l'augmentation de leurs quantités au niveau des filtres, aboutit à la perte de l'activité microbienne quand ces sels enveloppent la biomasse active.

Les résultats de la figure 27, indiquent clairement que l'efficacité de l'élimination de la DCO diminue avec l'augmentation de la concentration en sels dans les eaux filtrées, notamment après quatre semaines de fonctionnement.

IV.3.4 La demande biologique en oxygène DBO₅

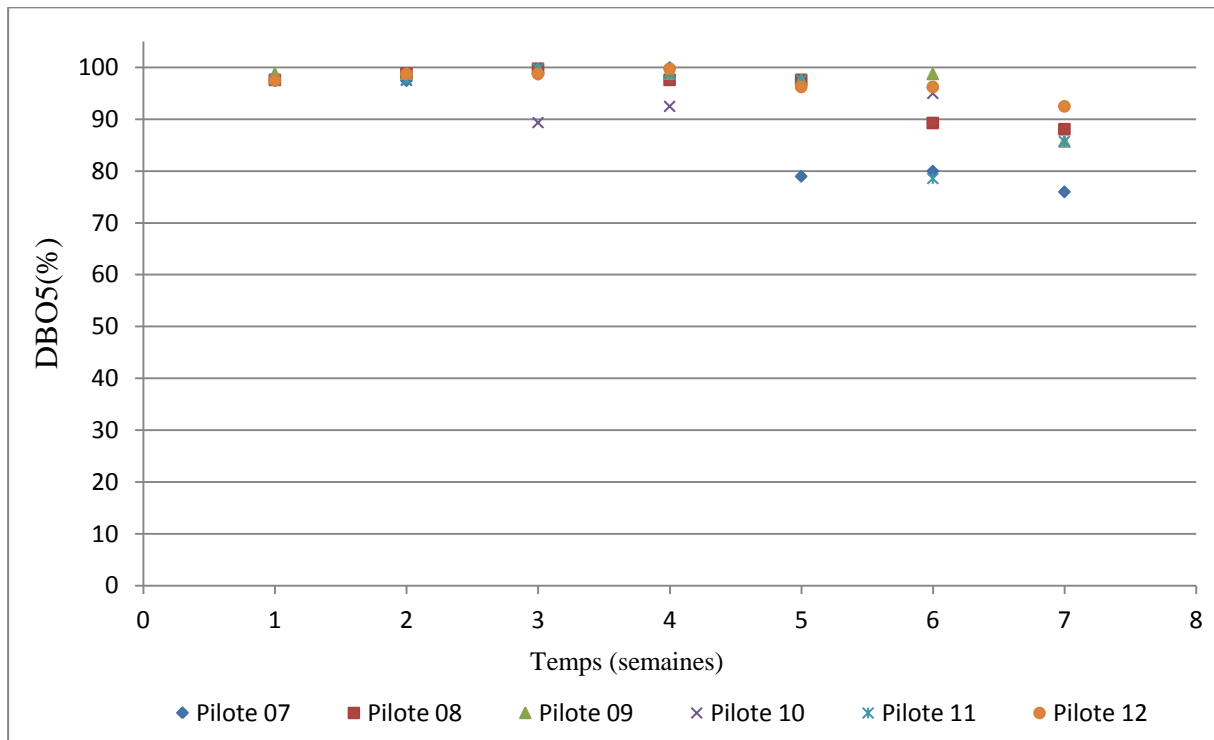
Les résultats obtenus de la DBO₅ et le rendement d'élimination sont représentés dans le tableau IV.08 et la figure 28. Ils sont enregistrés durant les 7 semaines de l'expérimentation.

Tableau IV.08 : Valeurs de la DBO₅ en fonction du temps (sable naturel)

Temps (semaine) / DBO ₅ (mg/l)								
Filtre	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-7	394±105.97	10	10	5	1	105	100	120
P-8	382±105.45	10	5	1	10	10	45	50
P-9	416±75.70	5	5	1	5	10	5	60
P-10	380±89.81	10	10	50	30	/	20	/
P-11	420±42.43	10	10	1	5	10	90	60
P-12	375±81.03	10	5	5	1	15	15	30

Nous obtenons un très bon rendement durant les cinq premières semaines (85 % pour tout les filtres), ce qui confirme l'élimination d'un nombre important de particules solides dans les eaux usées et favorise la rétention des déchets organiques. Dans cette période, on peut dire que les microorganismes accélèrent et améliorent la fixation et la décomposition de la matière organique. De même, la présence de sels comme le CaCl₂ ou le NaCl diminue considérablement la mobilisation des colloïdes [100].

Après la cinquième campagne, on constate un léger abaissement des rendements qui sont justifiés par la saturation des filtres. Les valeurs de la DBO₅ des eaux usées traitées avec le sable N'goussa, montrent que la rugosité de surface de ce milieu peut augmenter l'adsorption et réduire les forces de cisaillement et ainsi le taux de désorption [100]. Les valeurs de DBO₅ restent élevées par rapport aux valeurs enregistrées par la DCO (figures 27 et 28).



La figure 28: Evolution de la DBO₅ en fonction du temps (sable naturel)

IV.4 Résultats et discussion (sur la comparaison des performances du sable lavé et du sable naturel)

IV.4.1 Le pH :

Le pH présente une importance dans les procédés de traitement biologique des eaux usées, puisque les bactéries qui assurent l'épuration ont des plages spécifiques du pH compatibles avec leur vie et des pH de croissance optimale, et partant, de performance maximale. De façon générale, la plupart des bactéries se développent à des pH compris entre 5 et 9 [61,62]. Le tableau IV.09, représente les variations du pH en fonction du temps pour les deux dispositifs de traitement.

Les valeurs obtenues, du pH des eaux filtrées, sont toujours supérieures celles des eaux usées pour tout les filtres. Ces valeurs sont comprises entre 7.43 et 8.43.

Tableau IV.09 : Variations du pH en fonction du temps pour les 12 filtres

pH/ Temps (semaine)								
Filtres	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-01	5.85±0.48	8.18	8.25	8.19	8.23	7.98	8.47	8.36
P-07		8.09	8.00	7.75	7.74	7.95	8.02	8.41
P-02	5.62±0.60	8.12	8.10	8.19	7.82	7.98	7.82	7.92
P-08		8.00	8.09	7.78	7.80	7.83	8.24	7.95
P-03	5.53±0.61	8.06	8.04	8.15	8.13	8.10	8.25	8.22
P-09		7.98	8.08	7.87	7.90	7.87	8.30	7.95
P-04	5.44±0.49	8.09	7.63	7.77	7.64	7.70	8.05	7.88
P-10		8.04	8.03	8.02	8.05	8.07	8.05	8.21
P-05	5.61±0.63	7.88	7.43	7.57	7.59	7.77	7.88	8.00
P-11		8.04	8.00	7.88	7.79	7.76	7.72	7.83
P-06	5.49±0.67	7.92	7.60	7.60	7.79	7.82	7.96	8.04
P-12		7.98	7.96	7.73	7.82	7.95	8.07	8.43

Nous remarquons que les valeurs du pH des eaux filtrées par le sable lavé (P-01, P-02 et P-03) sont supérieures au pH des eaux filtrées par le sable naturel (P-07, P-08 et P-09) pour la même qualité de l'eau usée. Dans les autres filtres, cette observation est inversée les eaux usées (Eau usée 4, Eau usée 5 et Eau usée 6). Ce phénomène pourrait relever de différents facteurs dont les caractéristiques des eaux d'alimentation. Un processus qui génère les précipités de carbonates de calcium et magnésium. Ces composés précipités sur le support granulaire sont des sources d'alcalinisation du milieu par les interactions réactionnelles à l'interface support-microorganismes. La présence de CO₂ issu de la biodégradation de la matière peut remettre en solution de l'hydrogencarbonate de calcium et de magnésium qui sont des sels solubles.

En outre, dans ce domaine de traitement, les conditions d'oxydoréduction correspondent à une succession de transformations écologiques des micro-organismes (aérobies, hétérotrophes, dénitrifiants, fermenteurs, sulfato-réductions, bactéries méthanogènes). La croissance de la biomasse microbienne résultant de ces réactions dépend de l'énergie libre produite par ces réactions catalysées et de l'aptitude des microorganismes à utiliser cette énergie [96].

IV.4.2 La conductivité électrique

Pour représenter l'influence de la nature de milieu filtrant sur la salinité des eaux filtrées, les valeurs de la CE des eaux traitées pendant les 7 campagnes sont représentées dans le tableau IV.10 et la figure 29 qui représente la ΔEC ($CE_{\text{sortie}} - CE_{\text{entrée}}$) de chaque pilote.

Tableau IV.10: Variation de la conductivité électrique à 25 °C
en fonction du temps pour les 12 filtres

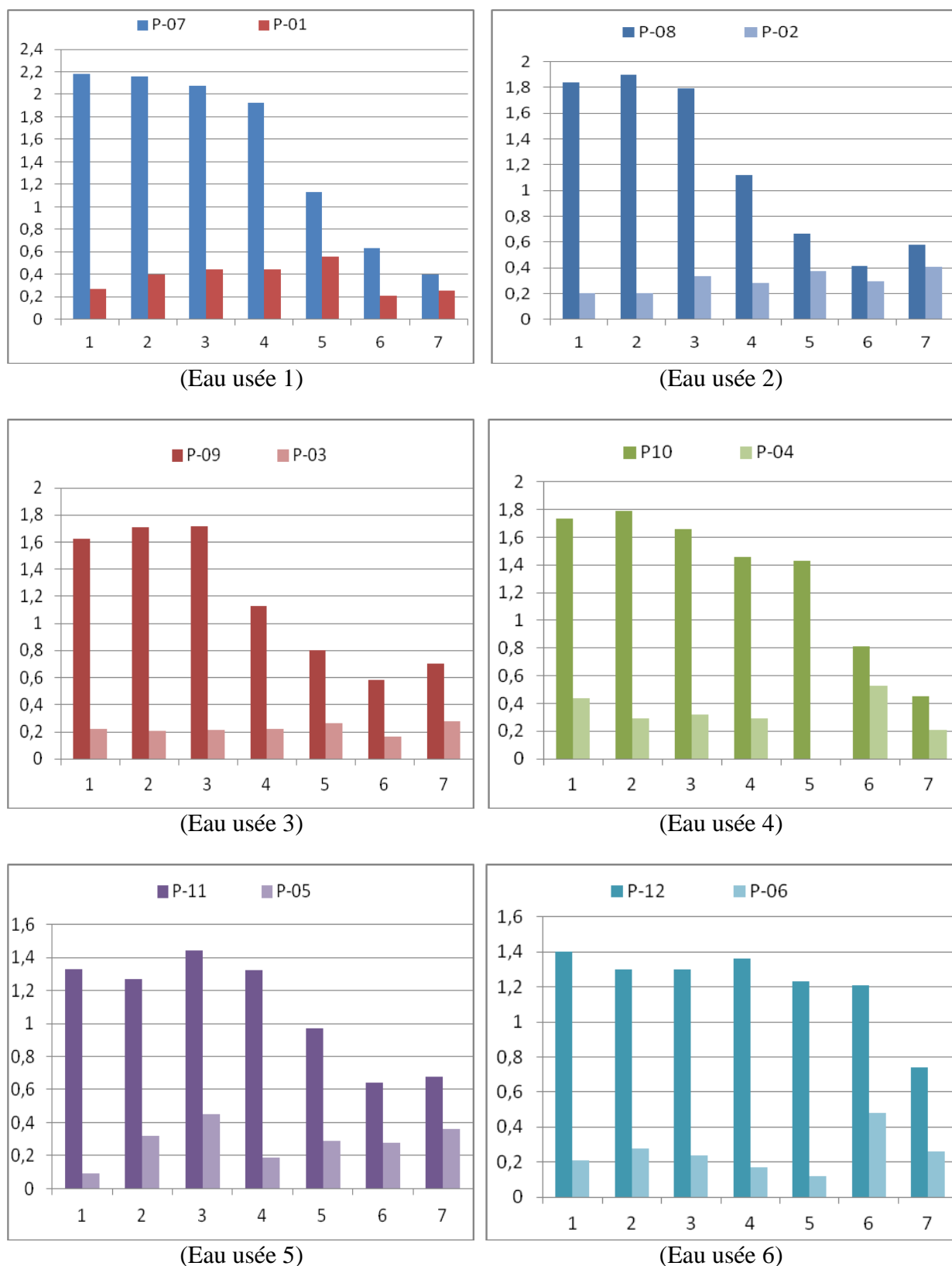
CE (mS/cm) / Temps (semaines)								
Filtres	Eau usée	1	2	3	4	5	6	7
P-01	0.751±0.029	1.014	1.146	1.197	1.228	1.247	0.931	0.99
P-07		2.93	2.90	2.80	2.71	1.82	1.351	1.132
P-02	1.297±0.046	1.516	1.536	1.578	1.559	1.61	1.561	1.656
P-08		3.16	3.21	3.16	2.40	1.903	1.677	1.828
P-03	1.752±0.074	2.03	1.984	1.968	1.91	1.951	1.874	1.956
P-09		3.43	3.48	3.51	2.82	2.49	2.29	2.38
P-04	2.140±0.086	2.4	2.48	2.49	2.34	2.01	2.65	2.34
P-10		3.70	3.98	3.74	3.51	3.51	2.93	2.58
P-05	2.600±0.087	2.8	2.97	3.04	2.77	2.83	2.83	2.86
P-11		4.04	3.98	4.02	3.90	3.51	3.19	3.18
P-06	3.054±0.122	3.33	3.43	3.31	3.10	3.13	3.37	3.29
P-12		4.55	4.45	4.26	4.41	4.21	4.17	3.73

A la première lecture de ces variations, nous distinguons deux aspects assez significatifs, le premier concerne la conductivité électrique, pour les deux sables, dont les valeurs des eaux traitées sont toujours supérieures à celles des eaux usées.

Le deuxième c'est que les eaux des filtres de N'goussa naturel sont caractérisées par une conductivité importante dépassant les valeurs de la conductivité électrique des eaux des filtres de N'goussa lavé pour la même eau usée.

Et on peut distinguer que l'origine des fortes valeurs de la conductivité électrique des eaux traitées par le sable N'goussa naturel est le taux en sels au niveau du filtre et l'activité bactérienne, par contre la salinité des eaux traitées par le sable lavé est due à la transformation d'une partie de matières organique en sel et la possibilité de lixiviation des quantités de sels peu solubles existants par les changes d'ions entre le filtre et les eaux évacuées.

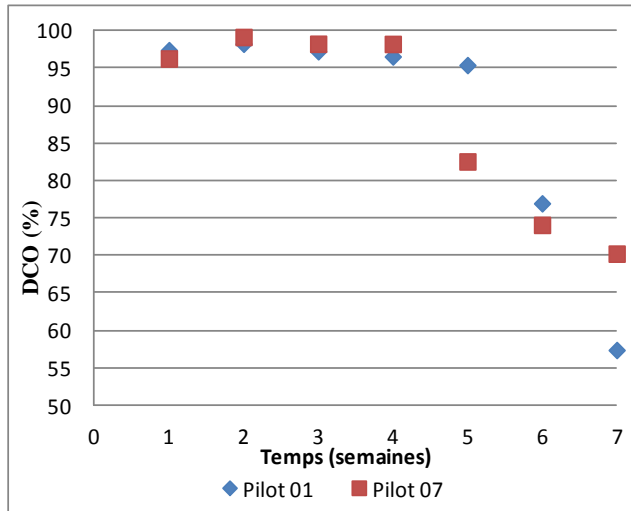
Les valeurs élevées de la conductivité électrique sont le signe d'un facteur pouvant être limitant pour la croissance de certaines bactéries hétérotrophes facultatives affectant ainsi l'efficacité de l'épuration des eaux usées.



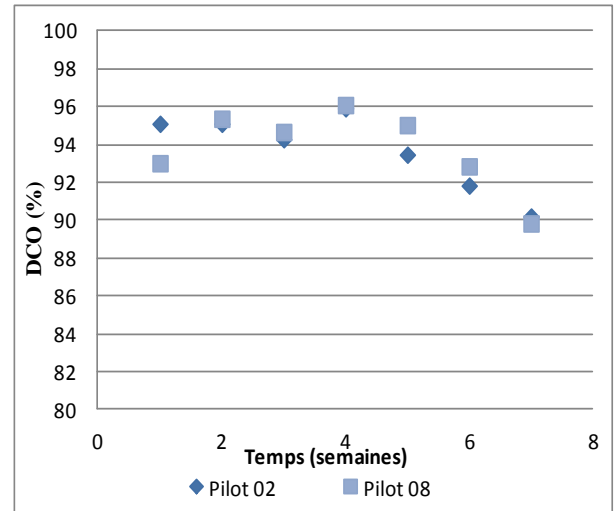
La figure 29: Valeurs de la ΔCE en fonction du temps, soit (Eau usée 1) ΔCE de P-01 et P-07, (Eau usée 2) ΔCE de P-02 et P08, (Eau usée 3) ΔCE de P-03 et P09, (Eau usée 4) ΔCE de P-04 et P010, (Eau usée 5) ΔCE de P-05 et P11 et (Eau usée 6) ΔCE de P-06 et P12

IV.4.3 Demande chimique en Oxygène

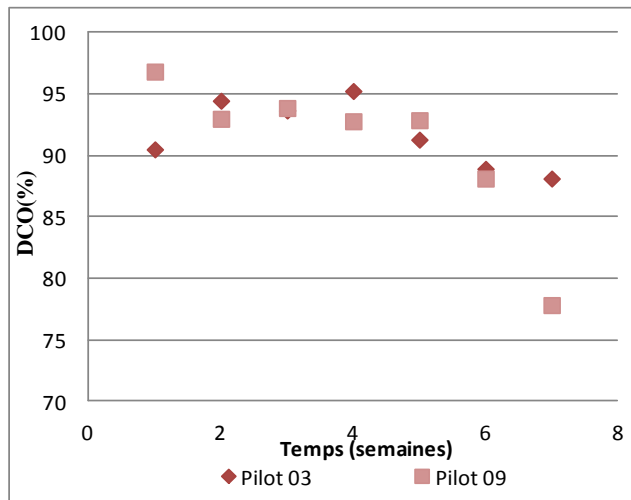
Les résultats de la DCO sont regroupés dans la figure 30, chaque figure représente les rendements de deux pilotes alimentés avec la même eau:



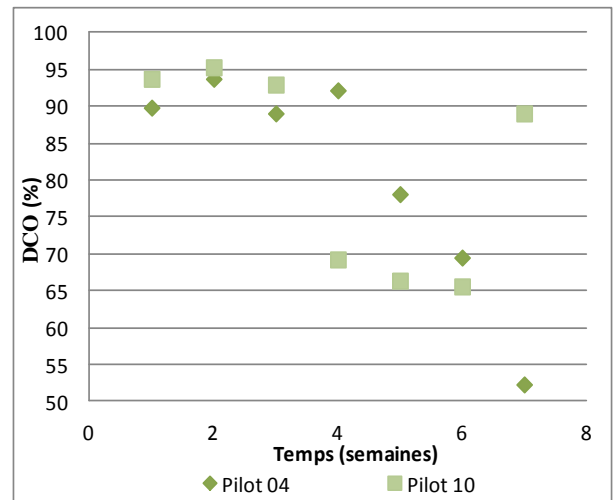
(Eau usée 1)



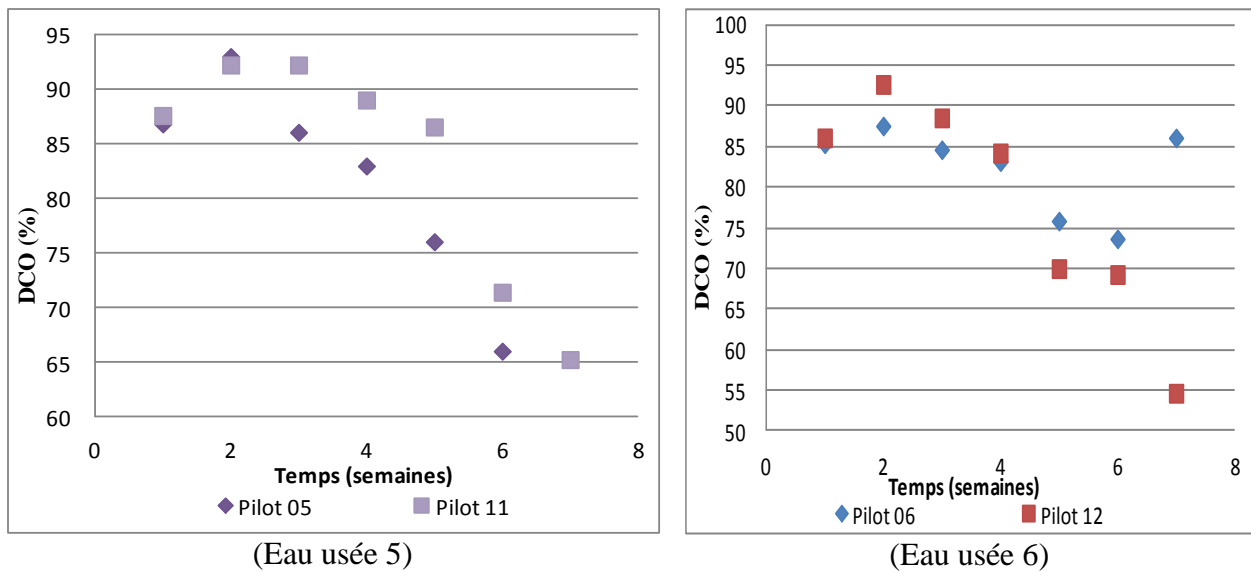
(Eau usée 2)



(Eau usée 3)



(Eau usée 4)



La figure 30: Rendement (%) de la DCO en fonction du temps, soit (Eau usée 1) de P-01 et P-07, (Eau usée 2) de P-02 et P-08, (Eau usée 3) de P-03 et P-09, (Eau usée 4) de P-04 et P-10, (Eau usée 5) de P-05 et P-11 et (Eau usée 6) de P-06 et P-12

Au début du fonctionnement, tous les filtres possèdent des rendements épuratoires qui sont nettement supérieurs à 85 %. Ces valeurs sont atteintes après le prétraitement par la couche active qui permet d'éliminer les matières en suspension. Nous observons ensuite une augmentation des rendements épuratoires de la DCO pour l'ensemble des filtres qui correspondent à la période du bon fonctionnement où la formation de la couche active engendre des hausses importantes de pertes de charge. L'enlèvement stérique est défini comme l'exclusion physique d'une particule ou d'un agrégat de particules dans un contexte où le diamètre des pores entre les grains est inférieur au diamètre de la particule et favorise la rétention des particules plus en profondeur dans le lit filtrant. (Voir la photo 02-(A-B)).

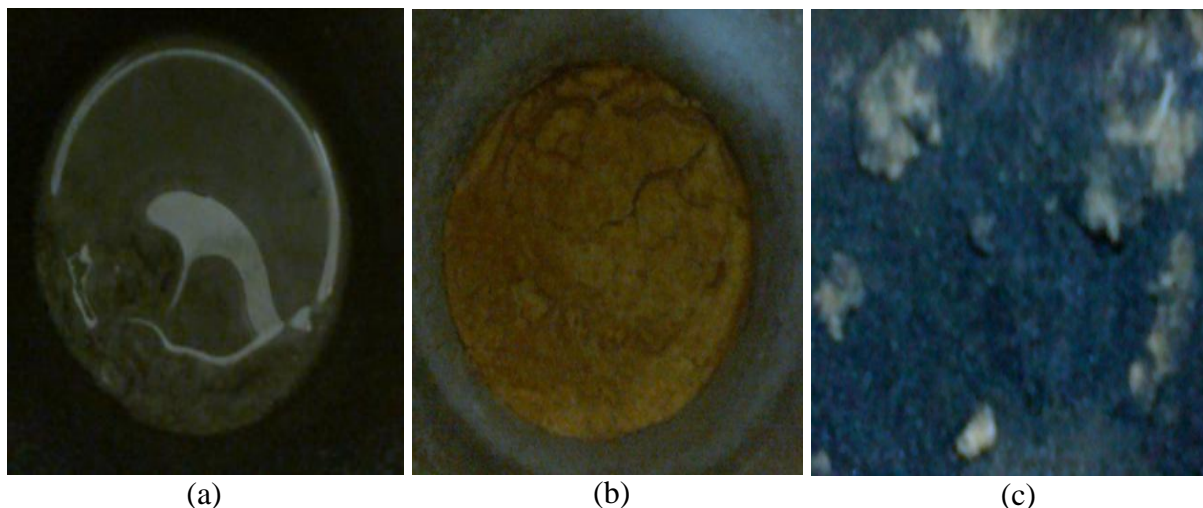


Photo 02: (A) Biocouche humide (B) Biocouche sèche, et (C) Biomasse

Nous enregistrons dès la 5^{ème} semaine une décroissance progressive pour tous les filtres sauf pour les pilotes P-02, P-03, P-08 et P-09. Ceci peut se justifier par l'augmentation du blocage des sites d'adsorption et l'augmentation de la force ionique provoquant une compression de la double couche électrique et de ce fait déstabilise la biomasse et diminue l'adsorption [42].

Pour les pilotes P-02, P-03, P-08 et P-09, l'adsorption de colloïdes en surface des matériaux est fonction des propriétés de surface des colloïdes en suspension, des matériaux filtrants, mais aussi de la chimie de l'eau [42]. La présence de Ca^{++} favorise la floculation de bio-colloïdes et leurs liaisons intimement à la surface des particules ainsi qu'une augmentation de leur rétention en milieu poreux à la suite d'une augmentation de la force d'adsorption [17].

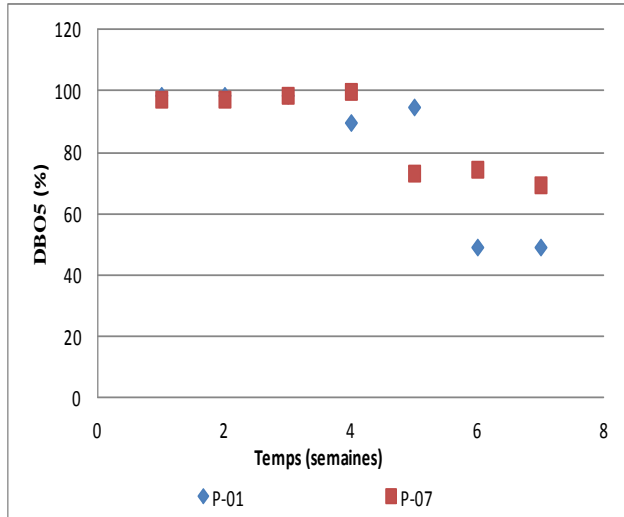
La stabilité des composés humiques par le calcium est largement augmentée, car, à l'action de l'ion calcium, s'ajoute celle des pellicules protectrices de carbonate de calcium autour des fragments de membranes incomplètement transformées, non seulement elles empêchent une humification plus poussées, mais encore, elle freinent la biodégradation de cette humine, qui est en quelques sorte « mise en conserve », tant, du moins, qu'elle ne soit pas brisée par une action mécanique [17]. (Voir la photo 02-(C))

Globalement les valeurs sont comprises entre 50 et 98 %. Les valeurs de rendement restent bonnes tout au long du fonctionnement pendant 49 jours.

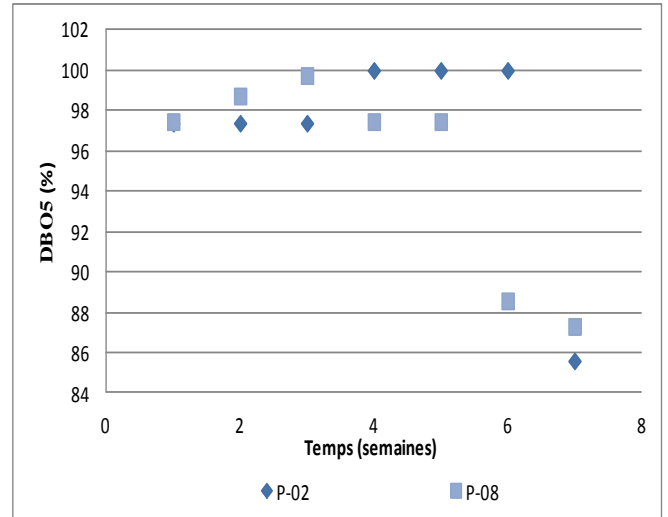
Ces rendements épuratoires sont optimaux par rapport à la hauteur de la couche de sable (60 cm) dans les 16 semaines du fonctionnement réel.

IV.4.4 La demande biologique en oxygène DBO₅

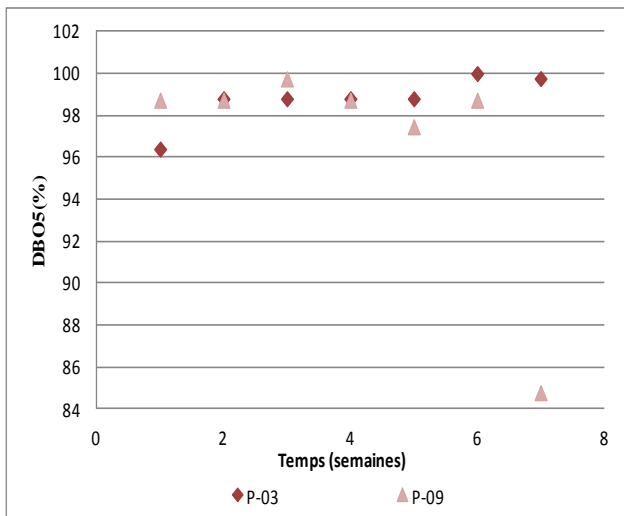
Nous avons mesuré la DBO₅ à l'entrée et à la sortie des filtres. Les résultats sont représentés dans la figure 31, et nous avons regroupé les colonnes qui sont alimentées avec la même eau usée :



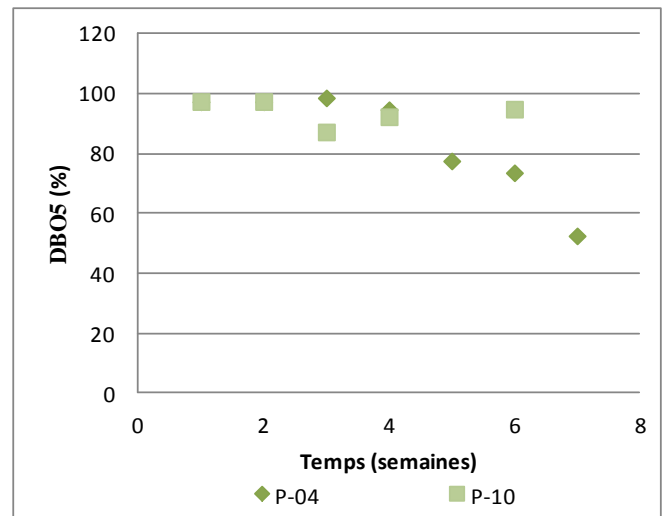
(Eau usée 1)



(Eau usée 2)



(Eau usée 3)



(Eau usée 4)

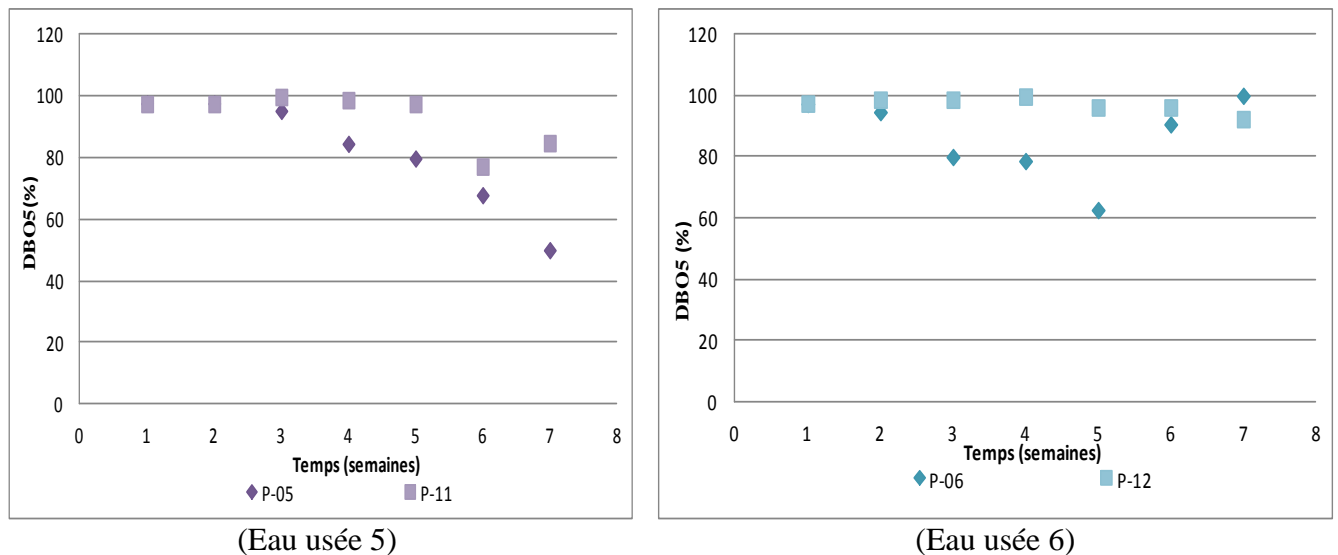


Figure 31 : Rendement (%) de la DBO_5 en fonction du temps soit : (Eau usée 1) de P-01 et P-07, (Eau usée 2) de P-02 et P-08, (Eau usée 3) de P-03 et P-09, (Eau usée 4) de P-04 et P-010, (Eau usée 5) de P-05 et P-011 et (Eau usée 6) de P-06 et P-12

La comparaison entre le sable lavé et le sable naturel (non lavé), qui ont les mêmes caractéristiques physiques, pour traiter les eaux usées à différentes salinité, nous a conduit aux constatations suivantes :

- A partir de la figure 31, on a remarqué une bonne élimination de la matière oxydable dans tous les filtres dès la 1^{ère} semaine jusqu'à la 5^{ème} semaine, La filtration étant un procédé de séparation solide-liquide, l'eau traverse un milieu poreux s'accompagnant de deux mécanismes: physique et biologique. L'efficacité épuratoire obtenue est synonyme de la rétention des matières en suspension à la surface, l'accumulation des matières organiques dissoutes dans les pores, et la colonisation de l'espace des pores par la biomasse, en plus de l'adsorption des particules par le matériau filtrant, qui est, en partie, régi par des interactions électrostatiques comme citées précédemment, mais aussi par des interactions hydrophobes et stériques [42].
- Dans les deux dernières semaines, on a remarqué une diminution et perturbation des valeurs d'évaluation : le dépôt de la matière organique est augmenté, et la surface de la fixation diminue en fonction de l'augmentation de la charge de l'eau appliquée. Et lors du traitement des eaux usées, trop ou peu salines, les filtres peuvent perdre en perméabilité et devenir réducteurs. (Voir la photo 03-(A)). Le mécanisme de diminution de la perméabilité du matériau est dû à la mise en œuvre de 3 processus :

- 1) le gonflement des colloïdes minéraux, bloquant complètement ou en partie les pores conducteurs.
- 2) la destruction des agrégats du sol due à un gonflement inégal de l'argile dans la masse du sol ; les matières organiques préviennent en partie cette destruction,
- 3) la défloculation qui intervient comme conséquence du gonflement lorsque les distances séparant les particules sont suffisantes pour que les forces d'attraction ne puissent plus s'opposer aux forces de répulsion [02].

- La variabilité de la charge des milieux poreux, influence grandement le processus d'adhésion. Les deux systèmes de filtration ont des charges différentes au début du fonctionnement. Cette charge dépend de l'ionisation des groupes de surface, ou l'adsorption d'ions à partir de la phase aqueuse [49]. Mais le sable N'goussa lavé a perdu cette propriété quand on a éliminé les sels solubles et les impuretés autour des surfaces des particules.

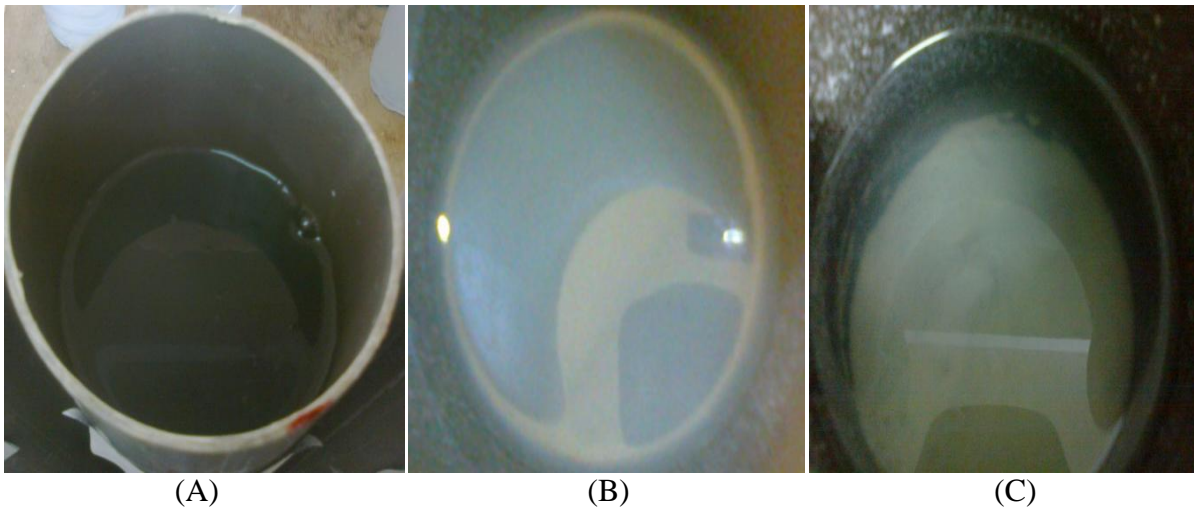


Photo 03: (A) colmatage permanent, et (B) et (C) colmatage temporaire

Il faut noter que les pilotes P-06 et P-10 nous ont donné des résultats différents par rapport aux autres filtres, justifiés par de certains phénomènes apparus au cours de leur fonctionnement. L'apparition d'une mince couche d'eau sur les deux pilotes à partir de la deuxième semaine, détruit le processus de filtration par le freinage de circulation de l'eau usée à travers les filtres, augmentant le temps de contact avec l'eau usée et empêchant le séchage de la surface de contact (air-sable). (Voir la photo 03- (B) et (C)). Ceci s'est traduite par les

bons résultats obtenus à la 3^{ème} semaine, mais l'accumulation importante des volumes sur la surface superficielle engendre un poids massique sur la structure du filtre et crée une fissure dans la couche filtrante, facilitant l'écoulement de l'eau stagnée hors du substrat. Cette eau véhicule ainsi les MES, colloïdes... et le humus. C'est pour ça que les rendements en DCO et DBO₅ de ces filtres sont inférieurs par rapport aux filtres similaires. L'eau récupérée a une conductivité électrique proche de celle de l'eau usée. (Voir l'annexe 5-(4))

À partir la sixième semaine les rendements apparaissent meilleurs mais ceci est dû à l'accumulation de la matière organique et leur adsorption sur les fissures principales et secondaires, conduisant au piégeage des MES, diminuant la perméabilité et augmentant le temps de contact.

Notons aussi que deux types de matière organique coexistent au sein des massifs, la biomasse responsable de l'épuration et une fraction non ou peu biodégradable à l'origine du colmatage [106].

Conclusion :

A la lumière des sept semaines de suivi de la salinité des eaux et des sols au laboratoire on peut tirer les conclusions suivantes :

- Le pH et la constitution (composition) du matériau filtrant peut influencer sur le pH des eaux filtrées, puisque les eaux usées vont être en contact avec la surface des grains, et créent ainsi des échanges ioniques et des interactions physico-chimiques de façon spontanée.
- Les bons rendements, en termes d'abattement de la pollution, mesurés pour le procédé, s'expliquent en partie par un stockage important de la MO au sein du massif filtrant.
- La concentration du carbone organique dissout peut diminuer en raison de la fixation, l'absorption et la minéralisation par les microorganismes.
- Les rendements de l'élimination de la DCO diminuent avec l'augmentation de la concentration en sels, surtout en présence de quantités élevées en chlorures, produisant certains effets inhibiteurs sur les bactéries.
- L'utilisation du sable lavé donne des rendements inférieurs par rapport au sable naturel (non lavé).

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Notre travail peut être considéré comme étant une contribution à la résolution d'un des problèmes environnementaux que subit la région de Ouargla à savoir la pollution générée par les eaux usées non traitées se retrouvant dans la nature.

La réalisation de cette étude s'est illustrée à travers la confection de pilotes de filtration en laboratoire pour évaluer d'une part la performance de la technique elle-même et d'autre part, mettre en évidence l'impact des caractéristiques des matériaux filtrants et des variations de la qualité des eaux usées synthétiques sur cette performance.

Les conclusions qui peuvent être synthétisées, suite à cette étude et les résultats obtenus, sont résumées comme suit :

- Les abattements sur les paramètres de pollution organique s'avèrent satisfaisants, suite à l'action conjuguée des bactéries et des barrières physico-chimiques que constitue le milieu filtrant, tout en confirmant les résultats obtenus par des études antérieures au niveau de notre laboratoire pour le sable de N'goussa.
- La concentration du carbone organique dissout peut diminuer en raison de la sorption, la précipitation ou la minéralisation par les microorganismes du sol.[107]
- Une élévation de la salinité des eaux usées, engendre une diminution de l'abattement par filtration lente sur sable lavé. Cette baisse de performance est attribuée aux forces de répulsion et d'attraction et blocage des sites de fixation (ou d'adsorption). L'utilisation du sable comme un filtre biologique peut donc être inefficace en présence d'un taux en sels élevé. Ceci s'est reflété à travers les résultats des rendements de la DCO enregistrés pour les deux sables utilisés dans ce travail (N'goussa lavé et N'goussa naturel) : la salinité des eaux usées variant entre 0.538 ± 0.021 g/l et 2.620 ± 0.009 g/l, conduit à des rendements de 100 % et 50 % respectivement. De même que pour les rendements de DBO_5 , des valeurs supérieures à 50 % sont obtenues surtout aux cinq premières semaines qui compensent dix semaines de traitement réel. Notons que la composition, en sels de l'eau usée, se reflète à travers la composition en cations grâce au phénomène d'échange qui peut avoir lieu avec les particules du matériau filtrant, ce qui est confirmé dans un autre travail relatif à l'influence sur la perméabilité et l'ameublissement du sol [108].

- La conductivité électrique peut être un paramètre significatif sur la vitesse de biodégradabilité de la matière organique au niveau du milieu poreux.
- Les argiles et la rugosité du matériau filtrant favorisent la rétention de MES par filtration. Cette amélioration de performance est attribuée à la maturation des matériaux, mais aussi à une hausse de transport de microorganismes par décantation à proximité des grains.
- La salinité de milieu filtrant influence sur la demande chimique en oxygène et la conductivité électrique plus que la demande biologique en oxygène. La forte teneur en sel dans les eaux usées peut poser certains problèmes dans les systèmes de traitement en particulier sur les unités biologiques. A cet effet, nous avons fait apparaître l'influence des sels sur les performances de certains procédés de traitement traditionnels (biologiques aérobies et anaérobies) tels que les processus de filtration. A titre indicatif, nous pouvons reprendre que l'augmentation des concentrations en sels cause la plasmolyse et / ou la perte de l'activité des cellules [109-112].
- Le colmatage des filtres est le résultat d'une accumulation dans les horizons supérieurs de matières organiques peu ou non biodégradables, malgré l'application de phase de repos. Cela peut se manifester par une détérioration de la stabilité des agrégats entraînant une diminution de conductivité hydraulique du sol, la sensibilité à la surface d'étanchéité, le compactage du sol et une diminution de l'aération du sol
- La présence de Ca^{++} favorise la floculation de bio-colloïdes et leurs liaisons intimes à la surface des particules ainsi qu'une augmentation de leur rétention en milieu poreux à la suite d'une augmentation de la force d'attachement.
- Le pH des eaux filtrées varie selon la composition minérale du matériau filtrant et la composition chimique de l'eau usée.
- La température ambiante a un rôle très significatif sur le processus de filtration lente. Il s'agit d'un facteur physique important de la fonction du milieu biologique du sol de façon générale. Elle a une influence sur les phénomènes physiques, les transformations chimiques, le développement et l'activité des microorganismes.

Afin d'améliorer la qualité de ces eaux, l'utilisation d'une couche de gravier sur la couche filtrante peut s'avérer bénéfique. Ce qui aura comme effet de retenir et piéger les matières organiques et engendrer une augmentation de la durée de vie des filtres. Une autre solution peut être prescrite et que nous n'avons pas pu réaliser, est l'utilisation d'un coagulant avant le traitement des eaux usées par la filtration sur sable des dunes.

Notons enfin, qu'en utilisant le processus proposé dans ce travail; nous pouvons fructifier ces eaux traitées et rejetées dans la nature (les chotts et les sebkhas) tout en œuvrant à l'alimentation des nappes souterraines. Ou encore, comme source de richesse pour les sols pauvres en matières organiques ou en ions majeurs et comme des eaux pour lessiver et diminuer la concentration des sels dans les sols salins.

Comme perspectives à ce travail, nous pouvons envisager la caractérisation complète des matériaux filtrants tout en valorisant d'autres matériaux locaux pour affiner le modèle de traitement qui pourrait être utilisé dans la lutte contre la pollution des effluents industriels et des eaux de rejets domestiques. De même qu'une étude sur le comportement des ions majeurs afin de comprendre les mécanismes d'interaction entre le filtre granulaire et l'eau usée, s'avèrerait intéressante.

Suite aux résultats obtenus dans cette étude et d'autres travaux antérieurs sur le même thème, il nous semble qu'il est impératif de passer à un pilote à l'échelle réelle, aussi bien en termes d'ouvrages de traitement que des divers types d'effluents.

Références bibliographiques

- [01] Tony Provin and J.L Pitt. Managing soil salinity. Agrilife extension. (2012): E-60-3-12.
- [02] J.H.Durand. Les sols irrigables-Etude pédologique. Agence de coopération culturelle et technique-Presses universitaires de France. (1983).
- [03] Service des sols-ressources, aménagement et conservation, Division de la mise en valeur des terres et des eaux, FAO avec l'assistance du Bureau of Reclamation-Ministère de l'intérieur, Etats-Unis. Etudes et prospections pédologiques-en vue de l'irrigation. Bulletin pédologique de la FAO 42. (1990).
- [04] A.Lallemand Barrès. Aménagement des sols salés-Irrigation avec des eaux salées. Département des arts graphiques. (1980).
- [05] G.Metternicht. Ecological modeling 144 (2001): 163-179.
- [06] D.Baize. Guide des analyses en pédologie 2^{ème} édition revue et augmentée. Edition INRA. (2000).
- [07] G.Aubert. Méthodes d'analyses des sols. Edition Centre National de Documentation Pédagogique. (1978).
- [08] J.Farifteh, F.Van Der Meer, M.Van der Meijde, C.Atzberger. Geoderma 145(2008):196-206.
- [09] M.Dosso. Géochimie des sols sales et des eaux d'irrigation aménagement de la basse vallée de l'Euphrate en Syrie. Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier de Toulouse. (1980).
- [10] J.Rodier. L'analyse de l'eau 8e édition. Édition DUNOD. (1996).
- [11] R.Desjardins. Le traitement des eaux-2^e édition. Edition de l'école polytechnique de MONTREAL. (1997).
- [12] B.Hamdi-Aissa. Le fonctionnement actuel et passé de sols du Nord Sahara (cuvette de Ouargla)-Approches micromorphologique, géochimique, minéralogique et organisation spatiale. Thèse de doctorat. Institut National Agronomique, Paris-Grignon. (2001).
- [13] F.Rejsek. Analyse des eaux. Edition Scéren. (2002).
- [14] C.A.Cooper, G.Cardon and J.Davis. Salt Chemistry Effects on Salinity Assessment in the Arkansas River Basin, Colorado. Completion Report 206 (2006).
- [15] A.K.Venkatesan, S.Ahmad, W.Johnson and J.R.Batista. Science of the total environment 409 (2011): 2616-2625.
- [16] C.Mathieu et F.Pieltain. Analyse chimique des sols. Edition Lavoisier TEC&DOC. (2003).
- [17] P.Duchaufour. Pédogenèse et classification tome 01. 2^{ème}. éditions revue et augmentée Mosson Editors. (1983).

- [18] A.Halitim. Sols des régions arides d'Algérie. Office des publications universitaires. (1988).
- [19] M.S.Metahri. Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes, cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat . Université Mouloud MAMMERI de Tizi-ouzou. (2012).
- [20] Saad A.Al-Jilil. *Biotechnology* 8(4) (2009): 473-477.
- [21] O.EL Hachemi. Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (Oasis de FIGUIG) : Performances épuratoires et aspect phytoplanktonique. Thèse de Doctorat . Université Mohammed Premier Faculté des Sciences Oujda. (2012).
- [22] J.Bonnin. *Hydraulique urbaine : Appliquée aux agglomérations de petite et moyenne importance*. Édition EYROLLES. (1986).
- [23] Hong Xiang, Xiwu Lu, lihong Yin, Fei Yang, Guangcan Zhu and Wuping Liu. *Environmental sciences* 25(4) (2013): 677-687.
- [24] C.J. Ogugbue, T.Sawidis and N.A.Oranusi. *Ecological engineering* 37(2011): 2056-2060.
- [25] G.Deronzier, S.Schétrite, Y.Racault, J.p.Canler, A.Liénard, A.Héduit, P.Duchène. *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités* 2^e édition. Edition Cemagref. (2001).
- [26] P.Y. Yang and R.SU and S.J.Kim. *Environmental management* 69 (2003): 381-389.
- [27] K.Sarayu and S.Sandhya. *Appl biochem biotechnol* 167 (2012): 645-661.
- [28] A.CAPLIEZ. (2000). *Granulats, sols, ciments et bétons* 2^{ème} édition conforme aux normes européennes. Edition CASTEILLA.
- [29] L.Duvivier. *Traitement des eaux de refroidissement*. Edition TEC & DOC-2006.
- [30] F.Hourlier, C.Faur, C.Gérente, A.Lakel, A.Massé, P.Jaouen, P.Le Cloirec. *Techniques de l'Ingénieur Réf. : W6700*. (2011).
- [31] E.Singlande. *Procedes integres couplant l'électrodialyse et le traitement biologique : Influence de la composition ionique et application au traitement des effluents salins*. Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse III. (2006).
- [32] F.Badia Gondard. *L'assainissement des eaux usées*. Édition Techni.Cités.(2003).
- [33] M.K.Diallo. *Infiltration-percolation sur sable et sur fibres de coco, filtres plantes et épuration d'eaux usées domestiques à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec : Cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso*. Thèse doctorat. Université Claude Bernard Lyon 1. (2011).
- [34] S.Chen, J.Ling and J.P.Blancheton. *Aquacultural engineering* 34 (2006): 179-197.
- [35] M.Dunncan. *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Earthscan edition. (2003).

- [36] C.Cardot. Les traitements de l'eau « Génie de l'environnement - Procédés physico-chimiques et biologiques - Cours et problèmes résolues ». Edition ELLIPSES. (1996).
- [37] B.S Izirici Yildiz. Water and wastewater treatment: biological processes, Case Western Reserve University, USA. Woodhead Publishing Limited. (2012).
- [38] N.P.Dan. Biological treatment of high salinity waste water using yeast and bacterial systems. Thailand. Thèse de doctorat. (2001).
- [39] T.Priyanka and T.Suridra. Desalination 282 (2011): 95-103.
- [40] Md.Amanullah, S.Farooq and S.Viswanathan. Industrial and Engineering chemistry Research 38(7) (1999): 2765-2774.
- [41] I.Papineau. Influence des variations de qualité d'eau brute et du vieillissement des matériaux filtrants sur la performance de la filtration granulaire. Thèse de doctorat. Université de MONTRÉAL. (2013).
- [42] K.Langenhach, P.Kuschik, H.Horn and M.Kastner. Water research 44 (2012):159-166.
- [43] M.F.Hamoda, I.Al-ghusain, N.Z. AL-Mutairi. Desalination 164 (2004): 203-211.
- [44] Jari Koivunen. Kuopio univ.publ.C.Nat. and Environ.Sci 215 (2007):1-80.
- [45] J.Yuan and C.Huang. Granular filters for tertiary wastewater treatment. Doctor of philosophy. Iowa state university of science and technology Ames, Iowa. (1972).
- [46] L.C.a Campos, M.F.J. Su, N.J.D. Graham and S.R. Smith. Water research 36 (2002): 4543-4551.
- [47] Y.W.Kang, K.M.Mancl and O.H.Tuovinen. Bioresource technology 98 (2007): 1460-1466.
- [48] M.Rodgers, M.G.Healy and J.Mulqueen. Water research 39 (2005):3279-3286.
- [49] T.K.Stevik, K.Aa, G.Ausland and J.F.Hanssen. Water Research 38(2004): 1355-1367.
- [50] O.Lefebvre and R.Moletta. Water research 40 (2006): 3671-3682.
- [51] V.Lazarova and J.Manem. Water research 29 (10) (1995): 2227-2245.
- [52] I.Vyrides. Environmental Microbial Biotechnology 45 (2015), DOI 10.1007/978-3-319-19018-1_6.
- [53] T.Panswad and C.Anan. Water research 33 (1998):1165-1172.
- [54] S.Sivaprakasam, S.Mahadevan, S.Sekar and S.Rajakumar. Microbial Cell Factories DOI: (2008) 10.1186/1475-2859-7-15.
- [55] H.Salvado, M.Mas, S.Menendez and M/P. Gracia. Acta Protozool 40 (2001): 177-085.
- [56] M. C.Marquez, Ventosa et Ruiz-Berraquero. J. gen. Microbiol, 133 (1987): 45-56.

- [57] C. R. Woolard et Irvine R. L. *Water Research* 29 (4) (1995): 1159-1168.
- [58] F.Kargi and A.R.Dincer. *Enzyme and microbial technology* 19 (1996): 529-537.
- [59] Ahmet Uygur and Fikret Kargi. *Enzyme and microbial technology* 34(2004): 313-318.
- [60] A.R.dinçer and F.Kargi. *Enzyme and microbial technology* 28 (2001): 661-665.
- [61] S.Gu, S.Wang, Q.Yang, P.Yang, Y.Peng. *Bioresource Technology*. 112 (2012):34-41.
- [62] A.R.Dinçer and F.Kargi. *Bioprocess engineering* 23 (2000): 75-80.
- [63] N.P. Dan, C. Visvanathan and Biswadeep Basu. *Bioresource technology* 87 (2003): 51-56.
- [64] Y.Touil, S.Taha, R.Issaadi and A.Amrane. *Desalination and water treatment* 10 (2009): 148-152.
- [65] Y.Gherairi, A.Amrane, Y.Touil, M.Hadj Mahammed, F.Gherairi, L.Baameur. *Energy procedia* 36 (2013): 1175-1183.
- [66] K.Khengaoui, M.Hadj Mahammeda, Y.Touila and A.Amrane. *Energy Procedia* 74 (2015): 398 – 403
- [67] H.Messrouk, M.Hadj Mahammed, Y.Touil, A.Amrane. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 11 (6) (2015), ISSN :2229-5518.
- [68] F.Gherairi, B.Hamdi-Aissa, Y.Touil, M.Hadj-Mahammed, H.Messrouk, A.Amrane. *Energy Procedia* 74 (2015):799-806.
- [69] J.L.Zou, G.R.Xu, K.Pan, W.Zhou, Y.Dai, X.Wang D.Zhang, Y.C.Hu and M.Ma. *Separation and purification technology* 94 (2012): 009-015.
- [70] F.C.Balasoïu. Influence de la composition des sols sur la spéciation et la toxicité du chrome, du cuivre et l'arsenic dans des sols contaminés par du CCA. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise es sciences appliquées. Université de Montréal. (2001).
- [71] A.Capliez. Granulats, sols, ciments et bétons 2^{ème} édition conforme aux normes européennes. Edition CASTEILLA. (2000).
- [72] Identification granulométrique (AFNOR) 1^{er} tirage. Édition AFNOR (Association Française de Normalisation). TOUR EUROPE. (1995).
- [73] M.Bonneau et B.Souchier. *Constituants et Propriétés du sol*. Edition Masson. (1979).
- [74] A.Al-Droubi. *Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation : Application aux sols salés du Tchad*. Thèse de doctorat. Université Louis Pasteur de Strasbourg. (1976).
- [75] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2010). *Méthodes d'analyses: Détermination de la granulométrie (MA. 100 – Gran. 2.0)*.

- [76] M.Bonneau et B.Souchier. Constituants et Propriétés du sol. Edition Masson. (1979).
- [77] N.Aloo Becky, J.Mulei and A.L Mwamburi. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology 8 (3) (2014): 15090-15099.
- [78] P. G.Williams. A study of bacteria reduction by slow sand filtration. Paper presented at the 1987 IWPC Biennial Conference, Port Elizabeth. National Institute for water research, Pretoria, South Africa, 1987.
- [79] Y.Zhao, Q.Yue, R. Li, M.YUe, S.Han, B.Gao, Q. Li and H. Yu. Bioresource Technology 100 (2009): 4955-4962.
- [80] U.Bracklow, A.Drews, M.Vocks and M.Kraume. Journal of Hazardous Materials 144 (2007): 620-626.
- [81] L.K. Agrawal, H.Harada and H.Okui. Fermentation and bioengineering 83(2) (1997): 179-184.
- [82] S.Zhang, Y.Qu , Y.Liu, F.Yang, X.Zhang,K.Furukawa and Y.Yamada. Desalination 177 (2005): 83-93.
- [83] J.Rodier, B.Legube, N.Merlet et coll. L'analyse de l'eau 9eme édition. Edition de Dunod. (2009)
- [84] M.Rodgers, X.Zhan and E.O'Reilly. Bioprocess Biosyst Eng 28 (2006): 323-330.
- [85] M.Rodgers, A.Lambe and L.Xiao. Process Biochemistry 41 (2006): 2270-2275.
- [86] J. R.Banu, K.U.Do and I.T.Yeom. World J Microbiol Biotechnology 24 (2008): 2981-2986.
- [87] A.Baban and I.Talinli. Desalination 246 (2009): 640-647.
- [88] P.Y. Yang, R. Su, S.J. Kim. EMMC process for combined removal of organics, nitrogen and an odor producing substance. Journal of Environmental Management 69 (2003): 381-389.
- [89] L.B.Chu, X.W. Zhang, X.Li, F.L.Yang. Simultaneous removal of organic substances and nitrogen using a membrane bioreactor seeded with anaerobic granular sludge under oxygen-limited conditions. Desalination 172 (2005): 271-280.
- [90] K. Hosni, S. Ben Moussa, A. Chachi, M. Ben Amor. The removal of PO_4^{3-} by calcium hydroxide from synthetic wastewater: optimisation of the operating conditions. Desalination 223 (2008): 337-343.
- [91] H.D.Weaver, S.Weiss, T.Reemtsma, Johan Vereecken, J.Muller, T.Knepper, O.Rorden, S.Gonzalez, D.Barcelo, M.D.Hernando, Comparison of sulfonated and other micropollutants removal in membrane bioreactor and conventional wastewater treatment. Water Research 41 (2007) : 935 - 945.
- [92] E.Taheri, M.H. Khaidani (HAjian), M.M.Amin, M. Nikaeen and A. Hassanzadeh. Bioresource technology 111 (2012): 21-26.

- [93] Pan-Ming Huang, Ming-Kuang Wang and Chih-Yu Chiu. *Pedobiologia* 49 (2005): 609-635.
- [94] M.J.Travis, A.Wiel-Shafran, N.Weisbrod, E.Adar and A.Gross. *Science of the total environment* 408 (2012): 2501-2508.
- [95] M.Labo, M.Ben-Hur. *Soil and Tillage research* 106 (2009): 152-163.
- [96] Raoul Calvet. *Le sol propriétés et fonctions-Tome 2 : Phénomènes physiques et chimiques, Applications agronomiques et environnementales*. Editions France Agricole.(2003)
- [97] S.Shojaei Tazehkand. *Transport and fate of bacteria in porous media*. Thèse de Master of Science. Université d'Utrecht. (2008).
- [98] R.F.Considine, D.R. Dixon and C.J. Drummond. *Water Research* 36(14)(2002): 3421-3428.
- [99] M.G. Healy, M.Rodgers and J.Mulqueen. *Bioresource technology* 98 (2007): 2268-2281.
- [100] H.Ogier. *La matière organique dissoute issue de sols contaminés par des goudrons de houille : vers une meilleure compréhension de sa nature et de sa réactivité*. thèse de doctorat. 2015. Université de Lorraine.
- [101] P.R.Johnson, N.Sun and M.Elimelech. *Environmental Science & Technology* 1996, 30 (11): 3284-3293.
- [102] E.Gurtekin. *IJSEAS* 02 (2016):553-558.
- [103] I. Szabolcs. *Agronomical and Ecological Impact of irrigation on soil and water salinity*. Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest, Hungary. by Springer-Verlag New York Inc. *Advances in Soil Science*, Volume 4, (1986).
- [104] C.Balland Bolou Bi. *Caractérisation expérimentale des relations entre les bactéries des sols, les phyllosilicates et les solutions : Modélisation et Rôle des Paramètres Environnementaux*. Nancy-Université. Thésé de Doctorat. (2010).
- [105] D.Janjaroen, Y.Liu, M.S. Kuhlenschmidt, T.B. Kuhlenschmidt and T.H. Nguyen. *Environ. Sci. Technol*, 44 (12) (2010): 4519-4524.
- [106] C.Menoret. *Traitement d'effluents concentrations par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane*. Thèse doctorat. Université Montpellier II. (2001).
- [107] M.S.Mavi, P.Marschner, D.J.Chittleborough, L.W.Cox and J. Sanderman. (2012). *Soil biology and biochemistry* 45: 08-13
- [108] D.L.Corwin, j.D.Rhoades and J.Simunek. (2007). *Agricultural water management* 90: 165-180.
- [109] C.Park and E.A.Marchand. *Applied Microbiology* 101(2006):222-233.

[110] Engin Gurtekin. The effect of salt concentration on Anoxic/aerobic sequencing batch reactor performance. IJSEAS 02 (2016):553-558.

[111] J.L.Wang, X.M.Zhan, Y.C.Feng and Y.Qian. Biomedical and Eenvironmental Sciences 18 (2005): 5-8.

[112] N.P. Dan , C. Visvanathan and B.Basu. Bioresource technology 87 (2003): 51-56.

Production scientifique

Publication Internationale

Khairia Khengaouia, Mahfoud Hadj Mohammed, Youcef Touil, Abdeltif Amrane, Influence of secondary salinity wastewater on the efficiency of biological treatment of sand filter. Energy Procedia 74 (2015): 398 – 403.

Annexes

Annexes

Annexe 1 : L'analyse granulométrique par tamisage.

Annexe 2 : Mesure des paramètres physico-chimiques des sols.

Annexe 3 : Mesure des paramètres physico-chimiques des eaux usées.

Annexe 4 : Méthodes d'analyse chimique des eaux.

Annexe 5 : Photos des dispositifs expérimentaux.

Annexe N°1 : L'analyse granulométrique par tamisage :

Le tamisage du sable : (FN:94-041)

Se fait avec un échantillon représentatif de sol comme suit :

- On pèse une quantité du sable de 200g préalablement débarrassé de toute humidité.
- On place ces échantillons sur une série de tamis sont classé par ordre décroissant selon les mailles du tamis.
- Pour favoriser le tamisage on fait vibrer la série des tamis, on évite les vibrations violentes.
- On pèse la quantité de sable retenu par chaque tamis.
- On calcule le pourcentage qui traverse chaque tamis puis on déduit le pourcentage cumulé retenu. On trace en suite sur papier logarithmique la variation du pourcentage de l'échantillon en fonction du diamètre des mailles des tamis.



Photo 01 : tamisage.



Photo 02 : lavage du sable

Annexe N°2 : Mesure des paramètres physico-chimiques des sols :

2.1. La densité apparente :

Le prélèvement volumique (V_a) est effectué avec un cylindre (volume connu) directement enfoncé dans le sol et dont les extrémités sont soigneusement arasés.

L'échantillon est recueilli, séché et pesé (P_{sec}). $D_{app} = P_{sec} / V_a$

D_{app} : densité apparente (g/cm^3).

P_{sec} : poids sec de l'échantillon (g).

V_a : volume de cylindre (cm^3).

2.2. La densité réelle :

L'essai consiste à déterminer la quantité d'eau déplacée par la phase solide d'un échantillon de masse connu dans volume connu (pycnomètre).

Matériel :

Pycnomètre de 25ml-dessiccateur-pompe à vide

Mode opératoire :

- Remplir le pycnomètre d'eau distillé dégazé à la température du laboratoire.
- Peser (M_2) (pycnomètre+eau distillé).
- Vider le pycnomètre.
- Introduire l'échantillon (10g) Compléter au $\frac{3}{4}$ le pycnomètre avec l'eau distillé
- Placé le pycnomètre sous vide pendant plusieurs heures jusqu'à la disparition des bulles d'aires.
- Compléter ensuite avec de l'eau dégazé jusqu'au repère. Ajuster à l'aide d'une seringue. Essuyer soigneusement le pycnomètre.
- Peser (M_1 =pycnomètre+eau+échantillon).



Photo 03 : la densité

$$\text{La densité réelle } D_r = \frac{10}{[(M_2 + 10) - M_1]}$$

2.3. Détermination de la matière organique:(méthode Anne): AFNOR (X31n109)

Mode opératoire :

1-Horizons pauvres en matière organique :

- Suivant la teneur estimée en matière ; peser 0,250 à 1g de terre fine .La prise d'essais ne doit pas contenir plus de 30 mg de carbone organique.

- Placer la prise d'essai dans un ballon en verre pyrex de 150 à 250 ml, à col rodé adaptable sur colonne réfrigérante.

Ajouter :

- 10 ml de solution aqueuse de bichromate de potassium à 8% et 15ml d'acide sulfuriques pur. Porter le ballon sur une chauffe ballon électrique, Le raccorder au réfrigérant ascendant.

- Obtenir une ébullition modérée .Poursuivre l'ébullition durant 5 minutes après la chute de la première goutte de condensation.

- Laisser refroidir lentement.

- Si le contenu du ballon est passé durant l'ébullition à la couleur verte, il s'avère que l'excès de bichromate était insuffisant .Dans ce cas, recommencé en réduisant la prise d'essais de moitié.

- Transvaser le contenu du ballon dans une fiole jaugée de 100 ml

- Ajuster à 100 ml avec de l'eau de rinçage du ballon.

- Après refroidissement de la fiole, ajuster de nouveau à 100ml autant de fois qu'il est nécessaire.

- Homogénéiser le contenu de la qui doit être à une température voisine de 20 °C.

- Prélever à l'aide d'une pipette, 20 ml de contenu de la fiole, et les verser dans un bécher en verre ordinaire de 4000ml.

- Ajuster dans le bécher :

❖ 200ml d'eau distillée ou 200ml de solution de NAF à 7,5g/l 1,5 g de NaF

❖ 3à4gouttes de diphénylamine

- Placer le bécher sur un agitateur magnétique surmonté d'une burette graduée au 1/20 de ml

- Ajouter et doser l'excès de bichromate à l'aide d'une solution de Mohr à 0,2 N au cours du titrage la solution passe successivement par la couleur suivante ; brune, noirâtre, violet puis vert le virage se fait à la goutte.

- Soit X le volume en ml de solution de Mohr versée.

- Soit Y le volume de solution de Mohr versée

- La différence (X-Y) donne la quantité en ml de solution de Mohr à 0,2N correspond à une même quantité de bichromate à 0,2 N ayant oxydé le carbone organique

- Le produit (X-Y) .0, 615 permet d'obtenir le poids c en mg contenu dans les 20 ou 10 ml de solution dosée

- Le poids contenu dans la prise d'essais est égal à (X-Y) .0, 615. (5ou 10 mg)

- La matière organique MO % = %C.1, 72

Remarque :

Dans certains cas (sol très pauvre en matières organiques) il est conseillé de faire trois essais à blanc avec le même sol passé au four à 500 °C durant 30 min, on fait la moyenne des trois valeurs, Y est obtenue.

2-Hérissons riches en matières organiques :

On porte les modifications suivantes :

- La prise d'essais doit être de 0,250 à 0,50 g
- Dans le ballon d'attaque verser
 - 20ml d'eau distillée
 - 3,2 g de bichromate de potassium
 - 30 ml de H₂SO₄ concentré et pur

Ne prendre que 10 ml de solution pour le dosage.

2.4. Le taux de calcaire: (Calcimètre de Bernard) (NFT 90-014)

- Etalonner l'appareil avant chaque série de mesure avec 0,300g de CaCO₃ pur et sec par la même procédure que les mesures proprement dites.
- Soit v le volume de CO₂ obtenu, peser un poids p de terre (1 à 10 g suivant la teneur en CaCO₃).
- Placer l'échantillon dans un flacon à doigt humidifié légèrement.
- Introduire dans le doigt 5cm³ de Hcl au ½ à l'aide d'une pipette (codé si nécessaire).
- Fermer le flacon à l'aide d'un bouchon de caoutchouc portant le tube de dégagement et un petit tube fermé par une pince.
- Régler l'appareil à 0 à l'aide de l'ampoule à eau, en maintenant la pince ouverte, ensuite fermer la pince.
- Verser progressivement Hcl en incluant le flacon, maintenir la pression égale à la pression atmosphérique en abaissant l'ampoule pour lire le volume dégagé "v", pour que le résultat soit correct. Il est nécessaire que "V" et "v" soient du même ordre de grandeur.

$$\text{CaCO}_3\% = (0,3 V_{\text{sable}} / V_{\text{caco3}} \cdot P) \times 100$$

P : le poids de l'échantillon.

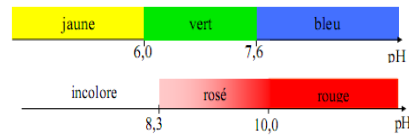
Annexe N°3: Mesure des paramètres physico-chimiques des eaux usées :

3.1. Mesure de pH : (NFT 90-017)

✓ Avec un indicateur coloré:

Zones de virage de quelques indicateurs colorés acido-basiques :

- Rouge de méthyle (pka = 5,0)
- Bleu de bromothymol (pka = 7,1) :
- Phénolphtaléine (pka = 9,6) :



Dans le cas de la phénolphtaléine, qui est un

indicateur coloré unicolore, ce n'est pas la zone de virage qui est utilisée pour repérer l'équivalence mais le pH du début de la zone de virage.

✓ Description du pH-mètre:

- Un pH-mètre est constitué d'une sonde de mesure reliée à un voltmètre électronique gradué en unité de pH.
- La sonde de mesure est constituée d'une électrode de verre et d'une électrode de référence; ces deux électrodes peuvent être séparées ou combinées.
- La différence de potentiel u qui apparaît aux bornes de la sonde est une fonction affine du pH: $u = a - b.pH$, où a et b sont des coefficients positifs qui dépendent de la température et de la nature des deux électrodes. Il est donc nécessaire d'étalonner un pH-mètre avant toute mesure.
- Le voltmètre électronique peut être analogique ou numérique.

3.2. Mesure de la conductivité de l'échantillon : (NFT 90-111)

On mesure la conductivité avec un appareil qui se compose d'une cellule de verre

- Calibrer le conductimètre.
- Introduire la cellule de conductimètre au centre du récipient de la solution du sol ou de l'eau d'irrigation. Les deux électrodes doivent être bien immergées dans la solution
- Lire la conductivité.
- Mesurer la température de la solution.
- Laver la cellule avec de l'eau distillée.

1- Conversion conductivité extrait 1/5 → % sels de la terre sèche:

Pour calculer la concentration des minéraux pour avec précision déterminer la quantité de l'eau pour lessiver ces sols il faut déterminer la conductivité extrait 1/5 mais les résultats ne sont pas réelles.

3.3. Mesure de la salinité: (NFT 90-111)

- Par l'observation de la surface du terrain: la surface est blanche si la salinité de la terre est blanche si la salinité de la terre est très élevée (couleur des cristaux)
- Par l'observation des plantes sauvages sur le terrain: si on connaît les plantes halophiles (plantes qui résistent à la salinité) on obtient une idée de la quantité de sels du terrain).

Explication du principe Cette méthode:

Chaque concentration en sels d'une solution a une certaine conductivité électrique.

Au laboratoire: par déterminer du poids de quelques millilitres d'une solution ou de l'extrait du sol avant et après l'évaporation dans une étuve.

Au laboratoire ou sur le terrain: par détermination de la conductivité électrique d'un extrait du sol ou de l'eau d'irrigation. Cette méthode est plus rapide que la précédente.

3.4. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) : (NFT 90-101)

Mode opératoire :(méthode iso 9000)

- Introduire 10ml d'eau à analyser dans un ballon de 500ml.
- Ajouter 5ml de dichromate de potassium.
- Ajouter lentement et avec précaution 15 ml du sulfate d'argent.
- Mettre le mélange sous une température de 148°C pendant 2 heures.
- Laisser le mélange se refroidir, diluer à 75ml avec de l'eau distillé.
- Ajouter quelques gouttes de solution de ferroïne.
- Déterminer la quantité nécessaire de solution de sulfate de fer et d'ammonium par titrage de notre solution, le point de virage est de couleur rouge violet.

Expression des résultats:

La demande chimique en oxygène exprimée en milligramme d'oxygène par litre est égale à :

$$\text{DCO} = 8000(\text{V0}-\text{V1}) \text{ T /Avec :}$$

-V1: Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage (ml).

-V0 : Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à l'essai à blanc (ml).

-T : titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium T = 0.24.

-V : volume de la prise d'essai.

3.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) : (NF EN 1899-1)

Mode opératoire :

- Introduire un volume d'eau à analyser (V) dans la bouteille de DBO mètre en fonction de la concentration de l'eau.
- Mettre un barreau magnétique dans la bouteille.
- Mettre dans le premier bouchon en plastique une ou deux cristaux de NaOH pour absorber l'humidité.
- Fermé la bouteille de la DBO mètre par le deuxième bouchon qui est sous forme d'une tête avec un afficheur électronique
- Laisse le DBO₅ mètre sous une agitation magnétique pendant cinq jours.

Expression et résultat :

- on lèse la valeur afficher sur le DBO mètre.
- On multiplie cette valeur par un coefficient selon le volume (V) introduit

Exemple : Selon la concentration de l'eau a analysé :

- Si le volume introduit est 97 on multiplie le lecteur par 20
- Si le volume introduit est 164 on multiplie le lecteur par 10
- Si le volume introduit est 250 on multiplie le lecteur par 5.

Annexe N°4: Méthodes d'analyses chimiques des eaux :

4.1. Dosage du chlore : (NFT 90-014)

La méthode de MOHR est représentée ici : le chlore est précipité par du nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition d'un précipité rouge de chromate d'argent.

Produits:

- Nitrate d'argent AgNO_3 : solution de 0,1 N. dissoudre 16,99 g d AgNO_3 par litre.
- chromate de potassium K_2CrO_4 : solution saturée à 5% : soit 50 g de chromate de potassium par litre.

Matériel:

- burette de précision
- bécher
- baguettes d'agitation

Mode opératoire :

- prélever une prise d'essai de 10 à 50 ml de l'extrait ou de l'échantillon d'eau et les transférer dans un bécher.
- Ajouter 5 à 10 gouttes de la solution saturée de chromate de potassium.
- Titres avec AgNO_3 0,1N (ou 0,01 N si le sol est très peu salé) jusqu'à l'apparition d'une couleur rouge due à la précipitation de Ag_2CrO_4 .
- Effectuer un essai témoin avec de l'eau distillée.

Calculs :

$$\text{Cl en meq/l} = (\text{N} - \text{N}') \times 0.1 \times 1000 \times \text{A/V}$$

N = volume d' AgNO_3 utilisée pour titrer l'échantillon.

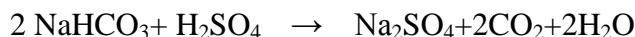
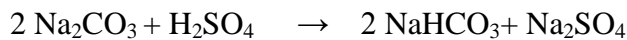
N' = volume d' AgNO_3 utilisé pour titrer le témoin (L'eau distillée).

V = volume de la prise d'essai

A = inverse du rapport de dilution si on a utilisé l'extrait de pâte saturée.

4.2. Dosage des carbonates et des bicarbonates : (EN ISO 9963-1)

Lors d'une attaque acide, les carbonates se décomposent en deux étapes :



En présence d'indicateurs, la fin de la réaction est indiquée par un changement de couleur, soit un virage.

- Acide sulfurique 0,1N.
- Phénolphthaléine à 1% dans l'éthanol, soit 10 g par litre
- Orange de méthyle à 0,01% soit 0,1 g par litre, ou vert de bromocrésol à 0,1 % dans l'alcool à 50%.

Matériel : -Becher 200 ml -Burette de précision -Baguettes d'agitation ou barreaux magnétiques avec agitateurs

Mode opératoire:

- Prélever une prise d'essai de 10 à 50 ml de l'extrait ou de l'eau à analyser (v)
- Ajouter 5 à 10 gouttes de phénophtaléine en présence de carbonate la couleur devient rose. Si la couleur rose n'apparaît pas, l'échantillon ne contient pas de carbonates, passe alors au dosage de bicarbonate.
- Si l'échantillon contient pas de carbonates, titrer à l'acide sulfurique jusqu'à la disparition de la couleur rose, noter le volume d'acide utilisé (V1).
- Dans la même prise d'essai ajouter 5 à 10 gouttes de méthyle orange et titrer à l'acide sulfurique jusqu'à l'apparition de la couleur rosâtre, noter le volume d'acide utilisé (V2).
- Effectuer un essai témoin sur Léau distillée, le volume d'acide sulfurique utilisé pour doser les bicarbonates contenus dans l'eau est (V3).

Calculs :

$$\text{CO}_3 \text{ en meq/l} = 2 \times V1 \times 1000 \times A/V$$

$$\text{HCO}_3 \text{ en meq/l} = (V2 - V3) \times 0,1 \times 1000 \times A/V$$

Avec A = inverse du rapport de dilution si on a utilisé l'extrait de la pâte saturée.

V = volume de la prise d'essai

4.3. Dosage des sulfates : (NFT 90-009)

Les sulfates ont été dosés par le spectrophotomètre DR2500. On a utilisé un programme basé sur la préparation d'une gamme des étalonnages (absorption moléculaire) des étalons avec des concentrations données et on trouve leur absorbance.

Produits :

- 2 ml Solution de chlorure de baryum à 10% : dans une fiole 250 ml, dissoudre 20 g de BaCl₂, 2H₂O dans 200 ml d'eau distillée, ajouter 12,5 ml d'HCl concentré, compléter au volume à l'eau distillée. Et ajouter 5 ml de la solution stabilisante.
- Pour les eaux filtrées, dans des tubes à essai, introduire de solution à analyser, homogénéiser énergiquement pendant 1 min et faire passer au Dr 2800 (modèle HACH).
- La concentration des sulfates exprimée en mg/l.

4.4. Détermination de la dureté totale par titrimétrie à l'EDTA (NFT 90-003)

Cette méthode permet de doser rapidement les ions calcium et magnésium; avec certaines précautions, elle est appropriée à la plupart des types d'eaux.

Principe

Les alcalinoterreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe du type chélate par le sel disodique de l'acide éthylènediamine tétracétique à pH 10.

La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage d'un indicateur spécifique, le noir ériochrome. En milieu convenablement tamponné pour empêcher la précipitation du magnésium, la méthode permet de doser la somme des ions calcium et magnésium. Cette technique est applicable si l'eau à analyser renferme une quantité suffisante de Mg²⁺. Si le Mg²⁺ est présent sous forme de traces, le virage ne sera pas net. Il est nécessaire d'ajouter au mélange, une petite quantité de complexonate de Mg²⁺.

Réactifs

- Solution de noir ériochrome T à 0,5 % :
 - * NET 0,8 g
 - * Éthanol à 95 ° 200 mL
- Solution tampon pH 10 ammoniacale:
 - * chlorure d'ammonium (NH₄Cl) pur 54 g
 - * ammoniacale (32%) 316 mL
 - * Eau distillée qsp 1000 mL
- Solution d'EDTA :
 - * sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique 3,725 g
 - * eau dé-ionisée *q.s.p.* 1 L

Conserver la solution dans un flacon en polyéthylène.

Mode opératoire

- Introduire 50 mL d'eau à analyser dans une fiole conique de 250 mL,
- ajouter 4 mL de solution tampon et trois gouttes de solution de noir ériochrome T.

La solution se colore en rouge foncé ou violet, le pH doit être de 10.

- En maintenant une agitation, verser la solution d'EDTA rapidement au début puis goutte à goutte lorsque la solution commence à virer au bleu.
- Vérifier que la coloration ne change plus par l'addition d'une goutte supplémentaire d'EDTA.

Expression des résultats

La concentration totale en calcium et magnésium, exprimée en millimoles par litre, est donnée par l'expression :

$$= [1000 \times ((C_x V_1) / V_2)]$$

C = Concentration en molaire de la solution d'EDTA.

V₁ = Volume en mL de la solution d'EDTA (chute de burette).

V₂ = Volume d'échantillon.

4.5. Dosage de sodium et de potassium : (NFT 90-020)

- ❖ faire passer les solutions de gramme d'étalonnage
- ❖ pour les extraits, dans des tubes à essai, introduire 2 ml de solution à analyser et 2 ml de la solution Cs/Al, homogénéiser et faire passer au spectrophotomètre à flamme.



Photo 04 : Appareillage.

Annexe N°5: photos des dispositifs expérimentaux (1-11) :

(1)



(2)



(3)



(4)



(5)



(6)



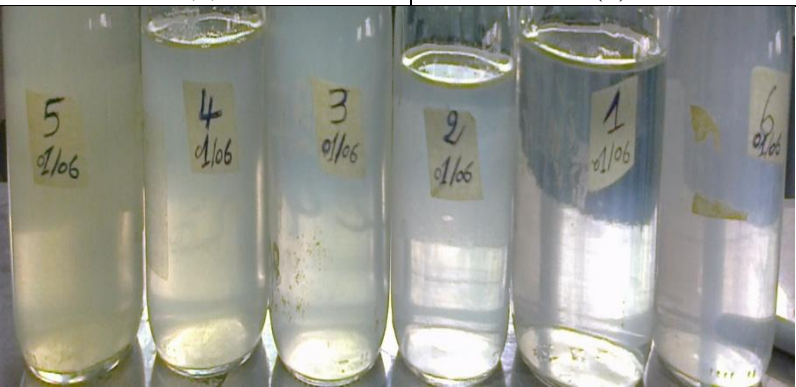
(7)



(8)



(9)



(10)



(11)