

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE



MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE KASDI MERBAH-OUARGLA

N° d'ordre

N° de série.....

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET
SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de

MAGISTER

Spécialité : Biologie

Option : Microbiologie Appliquée

Par : ATTAB Sarah

THEME :

**AMELIORATION DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX
EPUREES PAR BOUES ACTIVEES DE LA STATION D'EPURATION
HAOUD BERKAOUI PAR L'UTILISATION D'UN FILTRE A SABLE
LOCAL**

Soutenu publiquement le : 28 / 11 / 2011

Devant le jury:

Président	Mr. CHELOUFI H.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Encadreur	Mme. BISSATI S.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Co-encadreur	Mme. OULD EL HADJ-KHELIL A.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Examinateur	Mr. OULD EL HADJ M D.	Professeur	(U.K.M.O)
Examinatrice	Mme. SIBOUKEUR O.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)

Année universitaire : 2010 / 2011

Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud Berkaoui par l'utilisation d'un filtre a sable local.

Résumé

Les eaux résiduaires de la STEP-HBK, située à 35 km au sud ouest de la ville de Ouargla (Algérie), traitées par boues activées, ont été caractérisées en vue d'une réutilisation pour l'arrosage des espaces verts. Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants de 92.62% des matières en suspension (MES). Le taux d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅) est respectivement de 78.54% et 92.45%. L'élimination du NO₂⁻, NO₃⁻, et PO₄³⁻ est très faible, les concentrations résiduelles respectives évaluées à 0.073, 36.20, 4.16 mg/l, restent élevées dans l'effluent traité. Cependant, les analyses bactériologiques ont révélé leurs richesse en germes témoins de contamination fécale, en moyenne 2.09 10⁶ coliformes totaux (CT), 1.17 10⁶ coliformes fécaux (CF), 1.8 10⁵ streptocoques fécaux (SF) pour 100 ml et de 72.12 spores de clostridium sulfite-réducteurs pour 20 ml, ont été dénombrés.

L'essai d'amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires non chlorés par filtration sur sable local a été entrepris au niveau de la même station. Les résultats révèlent une réduction jusqu'à 100% des matières en suspension (MES), 91.3% de la turbidité et en moyenne 99 % du nombre de microorganismes dans les eaux percolées à travers la colonne de sable. Au bout de 64h de filtration, un taux d'abattement de 100% est obtenu pour les coliformes fécaux (CF) et clostridium sulfite-réducteurs. Ainsi, un rendement de 99.99% des coliformes totaux (CT) et de 99.98% des streptocoques fécaux (SF) a été enregistré. Cette réduction est imputable à la rétention de ces cellules par la colonne de sable. Il ressort de notre étude que la qualité hygiénique des eaux issues de l'épuration par boues activées, est. Nettement améliorée par la filtration sur sable, et que cette qualité pourrait être maintenue si le filtre à sable est régulièrement décontaminé.

Mots clés : Eaux usées, filtration, sable, bactéries, STEP-HBK, abattement.

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE



MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE KASDI MERBAH-OUARGLA

N° d'ordre

N° de série.....

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET
SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de

MAGISTER

*Spécialité : Biologie
Option : Microbiologie Appliquée*

Par : ATTAB Sarah

THEME :

**AMELIORATION DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX
EPUREES PAR BOUES ACTIVEES DE LA STATION D'EPURATION
HAOUD BERKAOUI PAR L'UTILISATION D'UN FILTRE A SABLE
LOCAL**

Soutenu publiquement le : 28 / 11 /2011

Devant le jury:

Président	Mr. CHELOUFI H.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Encadreur	Mme. BISSATI S.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Co-encadreur	Mme. OULD EL HADJ-KHELIL A.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)
Examineur	Mr. OULD EL HADJ M D.	Professeur	(U.K.M.O)
Examinatrice	Mme. SIBOUKEUR O.	Maitre de conférences A	(U.K.M.O)

Année universitaire : 2010 / 2011

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au Laboratoire du Service de Traitement Corrosion, ainsi que sur la station d'épuration des eaux usées, au sein de la Direction Régionale Haoud Berkaoui. Je remercie Monsieur OUASTI G, le Directeur Régional de la SH-DP-HBK pour son accueil et son appui dans la mise en place de cet essai.

J'exprime ma profonde reconnaissance à Madame BISSATI S, Maitre de conférences A, à l'université KASDI Merbah Ouargla, pour la confiance qu'elle m'a témoigné en dirigeant ce travail, sa rigueur scientifique, sa qualité humaine, son optimisme, ainsi que ses connaissances, m'ont permis d'avancer sereinement durant cette année. Je vous remercie également pour votre disponibilité, votre patience et vos précieux conseils.

Mes sincères remerciements à Madame OULD EL HADJ-KHELIL A, Maitre de conférences A à l'université KASDI Merbah Ouargla, d'avoir co-encadrer ce travail. Ses conseils, son dynamisme et ses qualités humaines ont été une source de motivation durant cette année. Qu'elle trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance.

Je remercie vivement l'ensemble des membres du jury :

Monsieur CHELOUFI H, Maitre de conférences A, à l'université KASDI Merbah Ouargla, qui m'a fait l'honneur de bien vouloir présider le jury de soutenance.

Monsieur OULD EL HADJ M D, Professeur, à l'université KASDI Merbah, et Madame SIBOUKEUR O, Maitre de conférences A, à l'université KASDI Merbah Ouargla, pour l'intérêt qu'ils ont accordé à ce travail en acceptant de l'évaluer. Qu'ils trouvent ici le témoignage de ma respectueuse gratitude.

Mes plus vifs remerciements à Monsieur CHADI B, Chef de Division Exploitation pour son aide, sa disponibilité et les moyens qu'il a mis à ma disposition pour la réalisation de ce travail, ainsi qu'à madame BECHICHE H, Chef de Service Traitement de Corrosion pour sa gentillesse et sa bonne orientation.

Mes remerciements vont aussi aux Messieurs BELKACEMI, CHENITI et HOSNI pour leurs précieuses aides, ainsi qu'à tous les autres membres du laboratoire pour leur contribution directe ou indirecte. Je remercie également Monsieur MESSAOUDI et toute

l'équipe de la STEP-HBK pour la transmission de leur savoir en matière de gestion des pilotes des stations d'épuration et d'analyses.

Une partie de ce travail s'est déroulée, au Laboratoire de l'Algérienne Des Eaux de Ouargla. Je tiens donc à remercier Madame ATLILI de m'y avoir accueillie ainsi qu'à l'ensemble du personnel de son laboratoire.

J'ai bien sûr une pensée toute particulière à la meilleure famille au monde «la mienne». Mes parents et mes frères qui m'ont constamment encouragée dans les moments difficiles en me faisant apprécier les petits bonheurs. Je voudrais les remercier du fond du cœur pour m'avoir soutenu sans réserve et jusqu'au bout de mes études. C'est grâce à vous que je suis arrivée jusque là.

Il est difficile de remercier toutes les personnes qui, d'une façon ou d'une autre, m'ont apporté leur aide, sans prendre le risque d'en oublier. J'espère néanmoins leur avoir fait preuve de toute ma reconnaissance à chaque fois qu'elles ont facilité mon travail, donné un coup de main (souvent en donnant des coups de pelles !), écouté, soutenu, conseillé,...

MERCI !... MERCI !

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.	
I -Généralités sur les eaux usées.	
1-Définition.	4
2-Originé des eaux entrant en station d'épuration	4
3- Les eaux usées : un réservoir de polluants.	6
II-Les Biotechnologies appliquées dans le traitement des eaux usées	
1- L'assainissement, de l'Antiquité à nos jours	10
2- L'épuration des eaux usées en Algérie	10
3- Les grandes étapes du traitement	11
4- La biomasse épuratrice	20
III-La réutilisation des eaux usées	
1- Bilan mondial	24
2- Cas de l'Algérie	25
3- Les modes de réutilisation des eaux usées	26
4- Les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées	30
IV- La filtration sur sable	
1- Généralités	32
2- Principe de filtration	32
3- Constitution d'un filtre	33
4- La nature du milieu poreux	33
5- Paramètres de sélection d'un milieu filtrant	33
6- Mécanisme de filtration.	34
7- Lavage des filtres	35
8- Classification des filtres	35
CHAPITRE II : Matériel et méthodes	
I-Présentation de la Direction Régionale de Haoud Berkaoui	
1- Localisation de la Direction Régionale Haoud Berkaoui	37
2 – Les activités de la Direction Régionale de Haoud Berkaoui.	37
3 – La nature des rejets de Haoud Berkaoui	38
4 - Mesures entrepris pour la protection de l'environnement	38

II-Présentation de la station d'épuration	
1- Principe de traitement.	39
2- Filière du traitement	39
III-Etude expérimentale	
1- Caractérisation des effluents de boues activées HBK	47
2- Essai de filtration de l'eau épurée sur sable local	55
CHAPITRE III: RESULTAS ET DISCUSSIONS	
I - Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux traitées	61
II- Filtration sur sable	75
CONCLUSION	91
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	93
ANNEXES	107
GLOSSAIRE	

Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud Berkaoui par l'utilisation d'un filtre a sable local.

Résumé

Les eaux résiduaires de la STEP-HBK, située à 35 km au sud ouest de la ville de Ouargla (Algérie), traitées par boues activées, ont été caractérisées en vue d'une réutilisation pour l'arrosage des espaces verts. Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants de 92.62% des matières en suspension (MES). Le taux d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅) est respectivement de 78.54% et 92.45%. L'élimination du NO₂⁻, NO₃⁻, et PO₄³⁻ est très faible, les concentrations résiduelles respectives évaluées à 0.073, 36.20, 4.16 mg/l, restent élevées dans l'effluent traité. Cependant, les analyses bactériologiques ont révélé leurs richesse en germes témoins de contamination fécale, en moyenne 2.09 10⁶ coliformes totaux (CT), 1.17 10⁶ coliformes fécaux (CF), 1.8 10⁵ streptocoques fécaux (SF) pour 100 ml et de 72.12 spores de clostridium sulfite-réducteurs pour 20 ml, ont été dénombrés.

L'essai d'amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires non chlorés par filtration sur sable local a été entrepris au niveau de la même station. Les résultats révèlent une réduction jusqu'à 100% des matières en suspension (MES), 91.3% de la turbidité et en moyenne 99 % du nombre de microorganismes dans les eaux percolées à travers la colonne de sable. Au bout de 64h de filtration, un taux d'abattement de 100% est obtenu pour les coliformes fécaux (CF) et clostridium sulfite-réducteurs. Ainsi, un rendement de 99.99% des coliformes totaux (CT) et de 99.98% des streptocoques fécaux (SF) a été enregistré. Cette réduction est imputable à la rétention de ces cellules par la colonne de sable. Il ressort de notre étude que la qualité hygiénique des eaux issues de l'épuration par boues activées, est. Nettement améliorée par la filtration sur sable, et que cette qualité pourrait être maintenue si le filtre à sable est régulièrement décontaminé.

Mots clés : Eaux usées, filtration, sable, bactéries, STEP-HBK, abattement.

Microbiological quality improvement of the activated sludge effluents from Haoud Berkaoui sewage treatment plant by local sand filter

Abstract

The wastewater from Haoud Berkaoui treatment plant, located at 35 km from southwest of Ouargla city (Algeria), treated by an activated sludge process, was characterized for reuse in the watering of parklands. The results present satisfactory outputs purifying 92.62% of the suspended matter. The outputs of chemical oxygen demand (COD) and five-day biological oxygen demand (BOD₅) is respectively 78.54% and 92.45%. The elimination of NO₂⁻, NO₃⁻ and PO₄³⁻ is very weak, the evaluated respective residual concentrations with 0.073, 36.20, 4.16 mg/l, remain high in the treated effluent. However, the bacteriological analyses revealed on their witness with indicator of fecal contamination, on average 2.09 10⁶ total coliforms, 1.17 10⁶ fecal coliforms, 1.8 10⁵ fecal streptocoques per 100 ml and of 72.12 spores of clostridiums sulfito-reducers per 20 ml, were counted.

Microbiological quality improvement test of secondary effluents by local sand filter was undertaken in the same sewage treatment plant. The results reveal a reduction up of 100% of the suspended matter, 91.3% of turbidity and on average 99 % of the number of micro-organisms in the percolating water through the sand column. At the 64h of filtration, a rate of abatement of 100% is obtained for the fecal coliforms and clostridiums sulfito-reducers respectively. Thus, an output of 99.99% of the total coliforms and 99.98% of fecal streptocoques was recorded. This reduction is ascribable with the retention of these cells by the sand column. It appears from our study that the hygienic quality of water treated by an activated sludge is significantly improved by sand filtration, and this quality could be maintained if the sand filter is regularly decontaminated.

Key words: wastewater, filtration, sand, bacteria, WTP-HBK and abatement.

تحسين النوعية الميكروبيولوجية لمياه الصرف الصحي المعالجة بطريقة الحمأة المنشطة بمحطة تطهير المياه المستعملة بمنطقة حوض بركاوي باستعمال تقنية الترشيح بالرمل المحلي

الملخص

أجريت هذه الدراسة من أجل معرفة خصائص مياه الصرف الصحي المعالجة بطريقة الحمأة المنشطة بمحطة تطهير المياه المستعملة بمنطقة حوض بركاوي , الواقعة على بعد 35 كلم جنوب غرب مدينة ورقلة (الجزائر) , وذلك لإعادة استعمالها في سقي المساحات الخضراء .

قد أوضحت النتائج مردودية مرضية تقدر بـ 92.62 % بالنسبة للمواد العالقة أما في ما يخص معيار الطلب الكيميائي والبيولوجي للأكسجين فقد قدر مردودهما بـ 78.54% و 92.45% على التوالي .في حين أن معدل إزالة كل من NO_2^- ، NO_3^- و PO_4^{3-} جد منخفض وعليه يظهر تركيزهم المرتفع في المياه المعالجة إذ يقدر متوسط التركيز بـ 0.073- 36.20- 4.16 ملغ/ل على التوالي . إلا أن التحاليل الجرثومية تشير إلى غناها بالكائنات الدقيقة الناتجة عن التلوث البرازي بمتوسط 2.09×10^6 من الجراثيم القولونية , 1.17×10^6 من الجراثيم القولونية البرازية 1.8×10^5 من العقد المكورة البرازية في 100 مل و 72.12 من بكتيريا الكلوسترية.

من أجل محاولة تحسين النوعية الميكروبيولوجية لمياه الصرف الصحي التناوية أجريت عملية الترشيح بالرمل المحلي في نفس محطة التطهير. أوضحت النتائج انخفاضا يصل إلى 100 % من المواد العالقة 71.3 ، من التعكر و 99 % من الكائنات الحية الدقيقة في المياه المرشحة. وبمرور 64 ساعة من الترشيح خلصنا إلى مردود يقدر بـ 100 % من الجراثيم القولونية البرازية و بكتيريا الكلوسترية في حين وصل مردود التطهير إلى 99.99 % من الجراثيم القولونية و 99.98 % من العقد المكورة البرازية . يبدو من دراستنا أن الجودة الصحية للمياه الحمأة المنشطة تحسنت بشكل ملحوظ عن طريق الترشيح بالرمل ، وأنه يمكن الحفاظ على هذه الجودة إذا قمنا بالتطهير الدوري للرمل.

الكلمات المفتاحية : مياه الصرف الصحي , الترشيح , الرمل , البكتيريا, محطة تطهير المياه المستعملة بمنطقة حوض بركاوي، إزالة.

LISTE DES ABREVIATIONS

BLBVB	Bouillon Lactosé Bilié au Vert Brillant
BCPL	Bouillon Lactosé au Pourpre Bromocrésol
BSF	Bio Sand Filter
CAWST	Centre for Affordable water and Sanitation Technology
COT	Carbone organique total
CE	Conductivité Electrique.
CF	Coliformes Fécaux
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
C S-R	Clostridium Sulfito-Réducteurs
CT	Coliformes Totaux
DAPE	Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement
DBO ₅	Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
EU	Eaux Usées
FAO	Food and Agriculture Organisation
g	germes
HBK	Haoud Berkaoui
MES	Matières en suspension
MTH	Maladies à Transmission Hydrique.
NPP	Nombre le Plus Probable
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
REUE	Réutilisation des eaux usées épurées
SAR	Sodium Absorption Ratio (Ratio du Sodium Absorbable)
SF	Streptocoques Fécaux
STEP	Station d'Épuration des Eaux Usées.
UTN	Unité de Turbidité Néphélométrique
UV	Ultra Violet
WTP	Wastewater Treatment Plant
µS	Micro semence

LISTE DES FIGURES

Figures	Titres	Pages
Figure 1	Etapes d'une filière de traitement des eaux.	12
Figure 2	Représentation schématique des différentes étapes de la digestion anaérobie de composés organiques.	16
Figure 3	Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.	22
Figure 4	Volume moyen journalier des eaux usées recyclées dans quelques pays de la méditerranée.	24
Figure 5	Aspects de réutilisation des eaux usées dans les différentes régions du monde.	26
Figure 6	Schéma du principe du procédé de traitement secondaire.	39
Figure 7	Schéma du prétraitement.	40
Figure 8	Schéma du bassin d'aération.	43
Figure 9	Schéma du décanteur secondaire.	44
Figure 10	Coupe du filtre à sable utilisé.	59
Figure 11	Variations hebdomadaires de la température des eaux la STEP-HBK.	61
Figure 12	Variations hebdomadaires du pH des eaux de la STEP-HBK.	62
Figure 13	Variations hebdomadaires de la CE des eaux de la STEP-HBK.	62
Figure 14	Variations hebdomadaires de l'O ₂ dissous des eaux de la STEP-HBK.	63
Figure 15	Variations hebdomadaires des MES des eaux de la STEP-HBK.	64
Figure 16	Variations hebdomadaires de la turbidité des eaux de la STEP-HBK.	65
Figure 17	Variations hebdomadaires des teneurs en nitrates des eaux de la STEP-HBK.	66
Figure 18	Différentes étapes de l'élimination des eaux de l'azote.	66
Figure 19	Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques.	67
Figure 20	Variations hebdomadaires des teneurs en nitrites des eaux de la STEP-HBK.	68
Figure 21	Variations hebdomadaires du phosphore des eaux de la STEP-HBK.	68
Figure 22	Variations hebdomadaires de la DCO des eaux de la STEP-HBK.	69
Figure 23	Variations hebdomadaires DBO ₅ des eaux de la STEP-HBK.	70
Figure 24	Courbe granulométrique du sable utilisé.	75
Figure 25	Evolution de la turbidité des eaux filtrées.	78
Figure 26	Variations de la turbidité moyenne des eaux avant et après filtration.	78
Figure 27	Evolution de la CE des eaux filtrées.	80

Figure 28	Variations de la CE moyenne des eaux avant et après filtration.	80
Figure 29	Evolution du pH des eaux filtrées.	81
Figure 30	Variations du pH moyen des eaux avant et après filtration.	81
Figure 31	Evolution de la teneur des eaux en coliformes totaux.	82
Figure 32	Variation de la teneur moyenne des eaux en coliformes totaux avant et après filtration.	82
Figure 33	Evolution de la teneur des eaux en coliformes fécaux.	84
Figure 34	Variation de la teneur moyenne des eaux en coliformes fécaux avant et après filtration.	84
Figure 35	Evolution de la teneur des eaux en streptocoques.	86
Figure 36	Variation de la teneur moyenne des eaux en streptocoques fécaux avant et après filtration.	86
Figure 37	Evolution de la teneur des eaux en clostridium sulfite-réducteurs.	87
Figure 38	Variation de la teneur moyenne des eaux en clostridium sulfite-réducteurs avant et après filtration.	87
Figure 39	Microscopie électronique d'adhésion des <i>Staphylococcus epidermidis</i> aux particules de sable.	89
Figure 40	Minces filets émergés de la surface du corps bactériens de <i>Klebsiella pneumoniae</i> vue par microscopie électronique.	89

LISTE DES PHOTOS

Photos	Titres	Pages
Photo 1	Station d'épuration HBK	40
Photo 2	Dégrilleur	42
Photo 3	Dessableur-déshuileur	42
Photo 4	Bassin d'aération	43
Photo 5	Décanteur secondaire	44
Photo 6	Bassin de chloration	46
Photo 7	Epaississeur	46
Photo 8	Lits de séchage	47
Photo 9	Dispositif expérimental de la filtration sur sable	60

LISTE DES TABLEAUX

Tableaux	Titres	Pages
Tableau 1	Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydriques.	31
Tableau 2	Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale.	53
Tableau 3	Evolution hebdomadaire de quelques paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'effluent traité.	109
Tableau 4	Evolution hebdomadaire des MES et de la turbidité de l'eau brute et de l'effluent traité.	110
Tableau 5	Evolution hebdomadaire des NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-} de l'eau brute et de l'effluent traité.	111
Tableau 6	Evolution hebdomadaire de la DCO et la DBO_5 de l'eau brute et de l'effluent traité.	112
Tableau 7	Evolution hebdomadaire de la pollution bactérienne de l'effluent traité.	72
Tableau 8	Evolution des MES de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.	77
Tableau 9	Evolution de la turbidité de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.	78
Tableau 10	Evolution de la conductivité électrique de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.	79
Tableau 11	Evolution du pH de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.	80
Tableau 12	Evolution de la concentration en coliformes totaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée.	82
Tableau 13	Evolution de la concentration en coliformes fécaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée.	83
Tableau 14	Evolution de la concentration en streptocoques fécaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée.	85
Tableau 15	Evolution de la concentration Clostridium sulfite- réducteurs de l'eau brute et filtrée.	87

***"MAITRISER LA QUALITE DE
L'EAU.....VASTE
DEFI AUX ENJEUX VITAUX"***

Kofi Annan



INTRODUCTION

L'eau est un bien précieux qui subit diverses pollutions et dégradations : les écosystèmes et la santé des personnes en sont directement impactés. Les pollutions présentes dans l'eau sont d'origines diverses : industrielle, domestique ou agricole (**BASSOMPIERRE, 2007**). Les chiffres publiés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 2004 révèlent que chaque année 1.8 million de personnes dont 90% d'enfants de moins de cinq ans, vivants pour la plupart dans les pays en voie de développement, meurent de maladies diarrhéiques. Or, à l'échelle mondiale, 88% des maladies diarrhéiques sont imputables à la mauvaise qualité de l'eau de boisson et à un assainissement insuffisant des eaux usées. L'eau est devenue un enjeu stratégique mondial dont la gestion doit impérativement s'intégrer dans une perspective politique de développement durable. Certains affirment en effet qu'elle sera, au troisième millénaire, un enjeu de guerres comme le pétrole l'a été et l'est encore aujourd'hui (**GARCIA-ARMISEN, 2006**).

Selon des études prospectives, les pressions sur les ressources devraient augmenter et un plus grand nombre de pays seront en difficulté durant les années à venir. Ainsi, en 2025, près de la moitié de la population des pays méditerranéens se trouvera en situation de tension ou de pénurie d'eau (**TRAD RAÏS et XANTHOULIS, 1999**). Pour ces raisons, l'Organisation des Nations Unies (ONU) a déclaré la période 2005-2015 décennie internationale d'action sur le thème 'L'eau, source de vie' et en conséquence a décidé d'accorder davantage d'importance aux problèmes relatifs à l'eau. Parmi les thèmes centraux de cette décennie seront, entre autres : la pénurie d'eau, l'accès à l'assainissement, la prévention des catastrophes, la pollution des eaux superficielles et la gestion intégrée des ressources en eau (**GARCIA-ARMISEN, 2006**).

L'épuration des eaux usées s'est donc imposée pour préserver la qualité des milieux naturels et notamment les eaux de surface et souterraines. L'eau épurée est actuellement en majorité rejetée. La généralisation de la réutilisation de ces eaux peut donc contribuer à combler en partie le déficit d'eau de première main. Le recyclage de l'eau dans les industries et l'utilisation de l'eau pour l'arrosage des espaces récréatifs peuvent par conséquent contribuer à diminuer la pression exercée sur les ressources naturelles de bonne

qualité. L'utilisation d'une eau non conventionnelle dans l'agriculture peut contribuer à la création de nouveaux périmètres irrigués ou constituer une source d'appoint pour des périmètres existants. Elle est pratiquée aussi bien dans les pays développés que dans les pays en développement (AMY *et al*, 1996).

La réutilisation des eaux usées épurées constituent en outre, une alternative aux rejets dans les milieux récepteurs qui peuvent présenter des capacités d'absorption limitées (PAPAIACOVOU, 2001). Par ailleurs, le contenu de ces eaux en éléments nutritifs, notamment en azote, potassium et phosphore, permet de diminuer les frais de fertilisation des sols. L'utilisation des eaux usées peut également prévenir l'eutrophisation et éviter la croissance des algues dans les zones de rejets, elle peut être également une source de pollution avec son contenu en éléments traces organiques et métalliques et en pathogènes (BELAID, 2010). L'utilisation des eaux résiduaires traitées est souvent confrontée à un certain nombre d'obstacles, notamment d'ordres sanitaire et chimique. Pour ces raisons, l'amélioration de la qualité des effluents traités est nécessaire avant leur réutilisation (KLUTSE et BALEUX 1995).

La filtration lente sur sable est le plus ancien mode de traitement des eaux. En effet, la première installation de filtration à l'échelle industrielle date de 1829 en Angleterre. L'efficacité de ce procédé est reconnue comme moyen de prévention contre les épidémies d'origine hydrique et des études bactériologiques ont démontré son pouvoir d'élimination des germes pathogènes. La filtration sur sable est une technique très souple, raison pour laquelle elle a été retenue par l'ONU lors de la décennie de l'eau (1980-1990) comme technique de choix pour le traitement de l'eau dans les pays en voie de développement, elle est encore largement utilisée en Angleterre, en Hollande et en France (HASLAY et LECLERC, 1993).

L'étude que nous présentons est une contribution à l'évaluation de la qualité des EU épurées issues de la STEP-HBK, dans une perspective d'utilisation en irrigation des espaces verts de la base de vie de la Direction Régionale Haoud Berkaoui, localisée dans la wilaya de Ouargla. Deux approches sont visées, dont chacune présente une méthodologie d'échantillonnage et de caractérisation spécifique. Une première approche consiste en une évaluation et une caractérisation qualitative des effluents traités. La seconde axée sur le recours à la technologie de filtration sur sable, dont le coût est faible et l'exploitation est facile. En vue d'assurer une bonne qualité à savoir physico-chimique et microbiologique

de l'eau épurée, et de minimiser l'utilisation accrue du chlore au moment de la désinfection, une recirculation des effluents traités sur des filtres à sable local est réalisée. L'essai consiste à évaluer le taux d'abattement sur la base de certains paramètres bactériologiques et physicochimiques de pollution.

CHAPITRE 1

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I - Généralités sur les eaux usées

1 - Définition

Une eau usée, appelée encore eau résiduaire ou effluent est une eau qui a subi une détérioration après usage .La pollution des eaux dans son sens le plus large est définie comme « Tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines ». (**ANONYME 1, 2004**)

L'aspect des eaux résiduaires fraîches est celui d'un liquide brun gris avec une odeur typique, mais faible .Durant leur transport, ces eaux se modifient d'autant plus vite que la température est élevée ; elles deviennent noires et dégagent une odeur d'œufs pourris, signe de la présence d'hydrogène sulfureux (H₂S), dangereux pour les égoutiers et corrosifs pour le béton et les aciers des égouts. Environ un tiers des matières contenues est en suspension, le reste est en solution. (**MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005**).

2 - Origine des eaux entrant en station d'épuration

Les eaux usées telles que définies dans l'introduction, ont trois origines possibles :

- les eaux domestiques ;
- les eaux industrielles ;
- les eaux de ruissellement.

2 - 1 - Les rejets domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts. Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent (**BAUMONT et al, 2005**) :

- Des eaux de cuisine, qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques, (glucides, lipides protides), et des produits détergents ;
- Des eaux de buanderie, contenant principalement des détergents ;

- Des eaux de salle de bains, chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement de matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vannes, qui proviennent des sanitaires (WC), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphorés et en microorganismes. (**CHOCAT, 1997, FRANCK, 2002**).

2 - 2 - Les rejets industriels

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel. Ce dernier cas ne nous intéresse pas dans le cadre de la réutilisation des eaux usées épurées.

Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans prétraitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées. Cette modification est très étroitement liée à l'activité industrielle concernée et peut prendre des formes innombrables. (**BAUMONT et al, 2005**) :

2 - 3 - Eaux de ruissellement

Les eaux pluviales peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, elle entraîne des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...) (**BONTOUX, 1993**).

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non. On distingue :

- les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station d'épuration sont très variables. Pour éviter qu'un débit supérieur à sa capacité n'arrive à la station d'épuration, des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau ;
- les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, l'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement. En principe, seules les eaux usées arrivent à la station d'épuration pour traitement, c'est-à-dire que les eaux de pluie ne sont pas traitées mais rejetées directement. La station ne doit donc théoriquement recevoir qu'un effluent brut de qualité relativement régulière et de débit relativement bien déterminé (**BAUMONT et al, 2005**)

3 - Les eaux usées : un réservoir de polluants

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (**BAUMONT et al, 2005**) :

3 - 1 - Microorganismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes (**BELAID, 2010**).

3 - 1 - 1 - Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . Le taux moyen de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactéries/g (**ASANO, 1998**). Les bactéries sont les microorganismes les plus communément rencontrés dans les eaux usées (**TOZE, 1999**). Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100 ml dont la plupart sont des proteus et des entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridiums. La concentration en

bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 germes/l. Parmi les plus détectées sont retrouvées, les salmonelles, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermotolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau (BELAID, 2010).

3 - 1 - 2 - Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement (BAUMONT *et al*, 2005). On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux, nous citerons les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les retrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A. Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries (AULICINO *et al*, 1996).

3 - 1 - 3- Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle vital une forme de résistance, appelée kyste qui peut être véhiculé par les eaux résiduaires. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées (BAUMONT *et al*, 2005). Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voir même plusieurs années. En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires (CAMPOS, 2008).

3 - 1 - 4 - Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites rencontrés dans les eaux résiduaires. Le nombre

d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10³ germes/l (**FABY et BRISSAUD, 1997**). Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. En effet, la persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui constitue leur risque potentiel (**CAMPOS, 2008**). Les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata*. L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989 (**OMS, 1989**).

3 - 2 - Les matières en suspension (MES)

Ce sont des matières biodégradables pour la plupart. Les micro-organismes sont le plus souvent adsorbés à leur surface et sont ainsi « transportés » par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures (**BAUMONT et al, 2005**). Les particules en suspension peuvent, par définition, être éliminées par décantation. C'est une étape simple et efficace pour réduire la charge organique et la teneur en germes pathogènes des eaux usées. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires (**BELAID, 2010**).

3 - 3 - Les éléments traces, minéraux ou organiques

Les micro-polluants organiques et non organiques résultent d'une pollution multiple et complexe. Les micro-polluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micro-polluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes. La crispation actuelle de l'opinion publique à leur sujet, et le manque de connaissances sur leurs effets à long terme incite à analyser avec soin la nature et la présence de ces micro-polluants dans les eaux usées (**BAUMONT et al, 2005**).

3 - 3 - 1 - Les métaux lourds

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$). Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces. Leur origine est multiple : ils proviennent « des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseau unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels » (CAUCHI *et al*, 1996). Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) (VILAGINES, 2003).

3 - 3 - 2 - Les éléments toxiques organiques

Les micro-polluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique, des rejets industriels et des eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier etc... Parmi ces composés chimiques toxiques très persistants et qui ont une grande lipophilicité, on peut citer les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les alkylphénols, chlorophénols, phtalates, les pesticides et les résidus pharmaceutiques actifs. Certains composés ont un pouvoir de perturber le système endocrinien tels que les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les alkylphénols (BELGIORNO *et al*, 2007). En effet, plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés en plus des autres substances pharmaceutiques dont la principale source est les eaux usées (KIMURA *et al*, 2004). Il s'est avéré que les stations d'épuration sont des sources potentielles de ces produits toxiques (BELGIORO *et al*, 2007 ; ANDREOZZI *et al*, 2003). Cependant, en raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues plutôt que dans les eaux résiduaires (FAO, 2003).

3 - 4 - Les substances nutritives

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages (HAMODA, 2004). Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. Ces éléments se

trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol (FAO, 2003).

II - Les biotechnologies appliquées dans le traitement des eaux usées

1 - L'assainissement, de l'Antiquité à nos jours

De nos jours l'assainissement des eaux usées domestiques et industrielles est perçu comme une évidence, aussi bien pour la protection de notre santé que pour la préservation de l'eau en tant qu'écosystème. La collecte et le traitement des eaux usées ont suivi, à la fois, le mode de vie des sociétés au fil de l'Histoire, mais également les découvertes scientifiques. D'un point de vue historique la croissance démographique et le développement des villes ont imposé la nécessité de fournir aux citoyens une eau saine de « bonne qualité ». La protection de la santé publique a fait l'objet de nombreux efforts, avec notamment la dépollution des eaux usées, depuis plusieurs générations. Scientifiquement, la prise de conscience des problèmes de santé publique et la compréhension des causes d'épidémies, telles que le choléra, la peste et le typhus, ont entraîné la construction d'infrastructures et le développement de procédés, de plus en plus sophistiqués, permettant de mettre un terme à ces problèmes (**LE HYARIC, 2009**).

2 - L'épuration des eaux usées en Algérie

En Algérie, peu d'importance est accordée à la couverture des services d'assainissement, comparée à la couverture des services d'approvisionnement en eau et encore moins d'importance est accordée à l'épuration. En effet, pour un taux de couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85 %, seules 20 % des eaux usées collectées en Algérie sont traitées. Le volume annuel des eaux usées est estimé à 600 millions de m³, dont quelques 550 millions de m³ correspondent aux agglomérations de taille supérieure à 50 000 habitants (**HARTANI, 2004**). Au cours de ces dernières années, le Ministère des Ressources en Eau (MRE) a entrepris la mise en œuvre d'un important programme d'investissement concernant la réalisation de 84 stations d'épuration (STEP) et la réhabilitation de 15 autres, dont deux en exploitation. Ceci a porté le nombre actuel des STEP existantes et en exploitation de 46 à 138 avant la fin 2008. À noter aussi que 56

STEP sont actuellement en cours d'étude ou en étude de réhabilitation, et dont le lancement des travaux a été prévu pour le moyen terme (2007-2010), ce qui a permis d'atteindre un parc de 194 STEP à l'horizon 2010 (**DAPE, 2006**).

3 - Les grandes étapes du traitement

Nous venons de voir que la composition d'une eau usée est très diversifiée suivant son origine, chaque installation est par conséquent conçue pour répondre à un besoin spécifique. Les technologies utilisées se développent et se perfectionnent constamment par la recherche de technologies ou de procédés nouveaux et par la mise en place de nombreux automatismes pouvant diminuer efficacement la dégradation environnementale de ressources précieuses en eau et détruire les agents pathogènes humains potentiels (**PRESCOTT *et al* 2007**).

Les quatre étapes principales du traitement sont détaillées sur la figure 1 et décrites dans les paragraphes suivants.

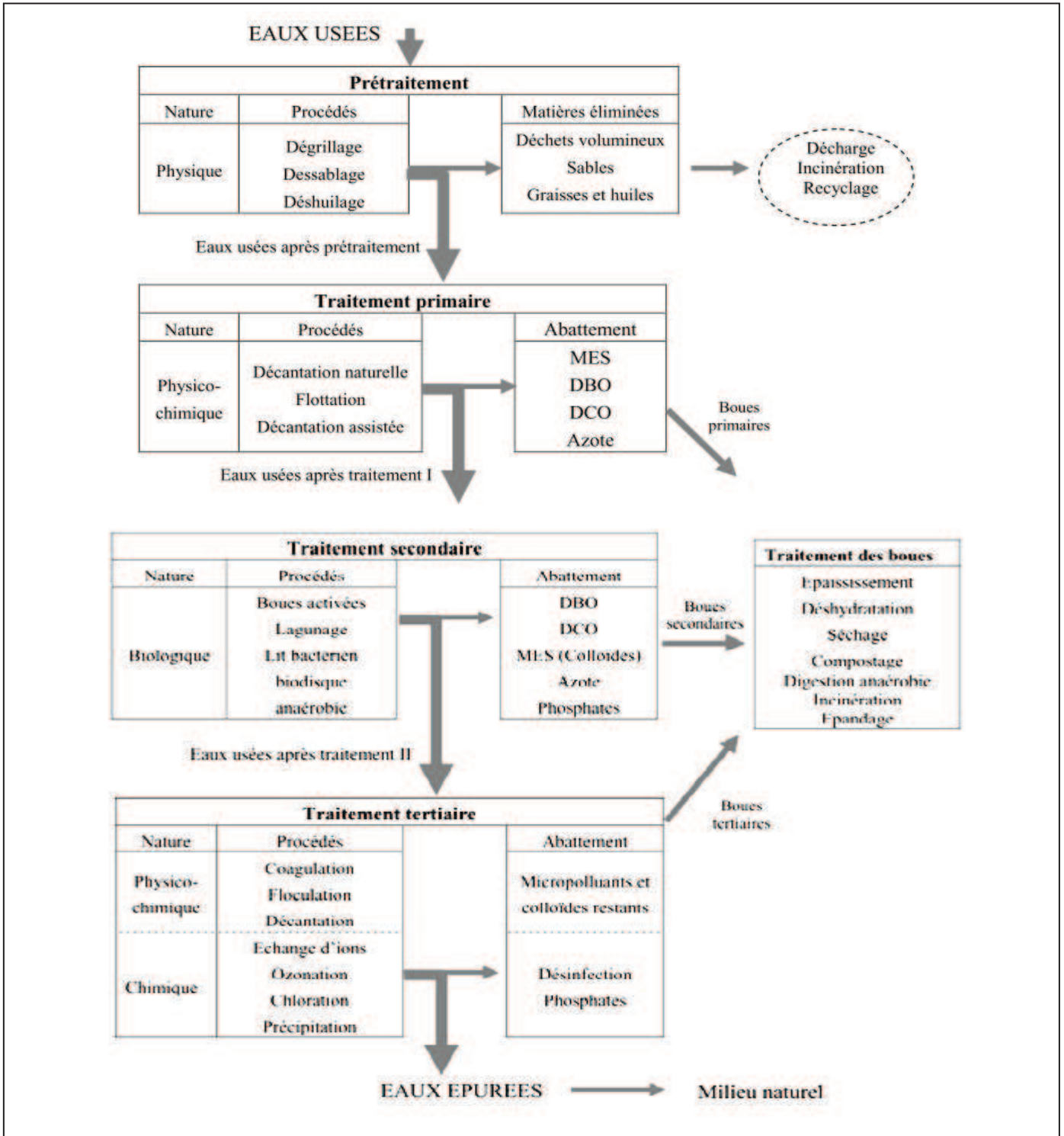


Figure 1 : Etapes d'une filière de traitement des eaux (HADJ-SADOK, 1999).

3-1- Le pré-traitement

Le pré-traitement a pour objectif l'extraction des matières les plus grossières (brindilles, feuilles, tissus, ...) et des éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement. Il comprend :

- Le dégrillage : pour retenir les déchets volumineux à l'aide d'une succession de grilles (2 à 4) de plus en plus fines. Les résidus recueillis sont déposés en décharge;
- Le dessablage : pour prévenir les dépôts dans les canalisations, protéger les organes mécaniques (pompes) contre l'abrasion et éviter de perturber les autres étapes de traitement. Les sables, recueillis généralement par raclage en fond de bassin, sont recyclés ;
- Le dégraissage-déshuilage : pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras. Effectuée dans le même bassin que l'étape de dessablage, la récupération des graisses et huiles se fait en surface. Les composés collectés seront alors incinérés (cas du traitement d'un effluent urbain) ou recyclés pour la fabrication de savons ou détergents (cas de certains effluents industriels) en fonction de leur qualité. (BASSOMPIERRE, 2007).

3-2- Le traitement primaire

Le traitement s'effectue par voie physico-chimique et a pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décantables. Trois voies de traitement sont possibles :

- La décantation (processus physique) : le principe de séparation solide-liquide est la pesanteur, les matières en suspension ou colloïdales tendent à se séparer du liquide par sédimentation ;
- La flottation (processus physique) : par opposition à la décantation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide qui s'applique à des particules dont la masse volumique réelle ou apparente (flottation assistée) est inférieure à celle du liquide qui les contient ;
- La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- flocculant (voie physico-chimique) : le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension grâce aux techniques de coagulation et de floculation de façon à augmenter la sédimentation grâce à l'obtention de flocs plus gros.

Durant la phase de traitement primaire, une quantité importante de la pollution totale est éliminée (abattement des matières en suspension pouvant atteindre 90 % et de la demande biochimique en oxygène de l'ordre de 35 % (CARDOT, 1999). La DCO et la concentration en azote peuvent également être réduits durant cette phase de traitement. Les

matières solides extraites représentent ce que l'on appelle les boues primaires. (BASSOMPIERRE, 2007)

3 - 3 - Le traitement secondaire

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

Le principe de ce traitement est de mettre en contact la matière organique contenue dans les eaux usées avec une population bactérienne. Celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement. Ces dispositifs permettent d'intensifier et de localiser sur des surfaces réduites les phénomènes de transformation et de dégradation des matières organiques tels qu'ils se produisent en milieu naturel. Ils sont la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant intervenir une microflore bactérienne et une microfaune de protozoaires et de métazoaires (BASSOMPIERRE, 2007)

Les procédés de traitement secondaires sont fondés sur la digestion microbienne à la fois en présence ou en absence d'oxygène pour réduire la concentration en matières organique (MADIGAN *et* MARTINKO, 2007). Plusieurs techniques peuvent être distinguées, le choix de l'une ou l'autre est fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent et de la quantité de pollution à traiter.

Du fait que les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leur modalité propre de développement, les procédés biologiques de traitements, peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies (VILAGINES, 2003).

3 - 3 - 1 – Le traitement secondaire anaérobie

La digestion anaérobie a été découverte il y a plus de trois siècles. C'est en 1630 que des scientifiques ont pour la première fois constaté qu'un gaz inflammable pouvait se dégager d'une matière organique en décomposition (KALOGO, 1999).

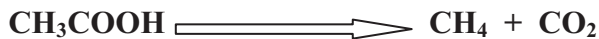
Le traitement secondaire anaérobie est un processus microbiologique de conversion de la matière organique, faisant intervenir essentiellement des populations bactériennes

(*Bacteria* et d'*Archaea*), ainsi que des protozoaires et quelques champignons anaérobies. (EFFEBI, 2009).

Le traitement anoxique est typiquement employé pour traiter des eaux usées contenant de grandes quantités de matières organiques insolubles, telles que les fibres, la cellulose résultant des industries laitière et agroalimentaire. Le processus de dégradation anoxique proprement dit se déroule dans de grands réservoirs clos appelés digesteurs ou bioréacteurs (MADIGAN *et* MARTINKO, 2007).

Le principe de la digestion anaérobie est décrit comme la conversion de la matière organique en biomasse et en biogaz, composé essentiellement de méthane (CH₄) et de gaz carbonique (CO₂). La digestion anaérobie (figure 2) d'un produit organique complexe comporte quatre étapes différentes, à savoir : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (EFFEBI, 2009).

Grâce à l'action des microorganismes anaérobies présents, les composés macromoléculaires des eaux usées sont d'abord digérés par des polysaccharases, des protéases et des lipases pour donner des composés solubles. Ces derniers sont alors fermentés pour fournir un mélange d'acides gras volatils, qui sont ensuite fermentés en acétate, CO₂ et H₂, ces produits sont alors utilisés comme substrats par les *Archaea* méthanogènes, capables de réaliser les réactions suivantes :



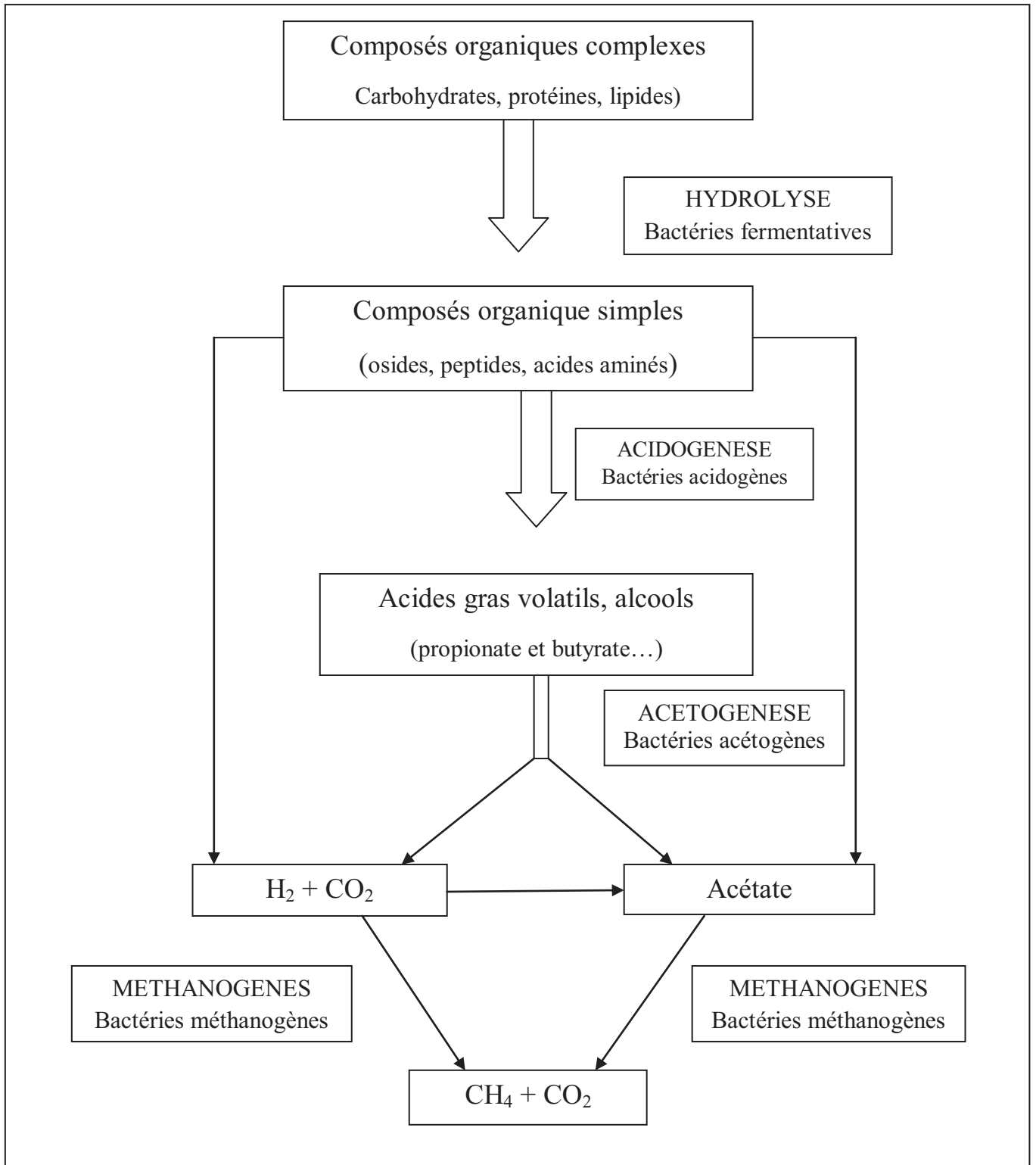


Figure 2 : Représentation schématique des différentes étapes de la digestion anaérobie de composés organiques (PAING, 2001).

Ce type de fermentation est une opération délicate qui demande une surveillance importante. En effet, la température doit être maintenue à un niveau très stable et suffisamment élevé. Il faut aussi éviter les écarts brutaux de pH et les substances inhibitrices du développement bactérien, à titre d'exemple : les cyanures, les sels de métaux lourds et les phénols (**VILAGINES, 2003**).

D'emblée on peut rappeler que les systèmes de traitement anaérobie sont réputés plus économiques que les systèmes aérobies du fait de l'économie d'énergie, de la faible production de boue, et la possibilité de réutiliser le biogaz produit, qui est converti parfois en énergie électrique ou mécanique (**EFFEBI, 2009**).

3 - 3 - 2 – Les traitements secondaires aérobies

Les bactéries utilisées exigent un apport permanent d'oxygène. Deux grandes familles peuvent être distinguées : les procédés à cultures fixes (microorganismes fixés sur des supports), les procédés à culture libre (micro-organismes maintenus en suspension dans le mélange à épurer). Nous pouvons citer les plus courantes selon **DEGREMONT (2005)**:

3 - 3 - 2 - 1 - Les procédés aérobies à culture fixée

- **Le lit bactérien ou granulaire**: ruissellement de l'eau à traiter sur le support, ne nécessite pas de clarificateur en ce qui concerne le lit granulaire, coûts de fonctionnement faibles, rendement moyen pour un lit bactérien et bon pour un lit granulaire, chocs toxiques supportés, fonctionnement stable, risque de colmatage ;
- **Les biodisques** : biomasse fixée sur des disques tournants au sein du mélange à traiter, coûts de fonctionnement faibles, efficace à faible charge uniquement, sensible aux conditions climatiques (lessivage du biofilm par la pluie) (**BASSOMPIERRE, 2007**).

3 - 3 - 2 - 2 - Les procédés aérobies à culture libre

- **Le lagunage** : l'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle : lagunage aéré par l'insufflation d'air. Ce procédé

permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales (**ALTMAYER *et al*, 1990**).

- **Les boues activées** : traitement en deux phases, contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur puis séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95 %) par rapport aux autres procédés existants. En contre partie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter (**CARDOT, 1990**).

3 - 3 - 2 - 3 - Les procédés à culture hybride

Résultant, comme nous l'avons vu précédemment, du couplage d'un système à culture libre avec un système à culture fixée au sein du même réacteur, sont proposés et utilisés pour le traitement des effluents de petites municipalités (**TIZGHADAM GHAZANI, 2007**). L'avantage principal des procédés hybrides est de permettre des possibilités de traitement plus élevé sans nécessiter d'augmenter le volume de bassin d'aération (**GERMAIN *et al*, 2007**). Deux grandes familles de bioréacteurs à membrane :

- ✓ les bioréacteurs à membrane externes : installés à l'extérieur du bassin d'aération ;
- ✓ les bioréacteurs à membrane immergées : installés à l'intérieur du bassin d'aération (**DEGREMONT, 2005**).

La diversité des technologies et l'efficacité de chacune d'entre elles, permet également de concevoir des filières adaptées à chaque besoin spécifique dans le but d'atteindre le juste coût économique (**CORSIN et LE STRAT, 2007**).

3 - 4 - Le traitement tertiaire

Certains rejets d'eaux traitées sont soumis à des réglementations spécifiques concernant l'élimination d'azote, de phosphore ou des germes pathogènes, qui nécessitent la mise en œuvre de traitements tertiaires (**FRANCK, 2002**). Il regroupe toutes les

opérations physiques et chimiques qui complètent les traitements primaires et secondaires (OUALI, 2001).

3 - 4 - 1 - L'élimination de l'azote

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20 % de l'azote présent dans les eaux usées, par les traitements de nitrification – dénitrification. Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des procédés physiques et physico-chimiques complémentaires permettent l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, "strippage" de l'ammoniaque, mais ces traitement ne sont pas utilisés dans le traitement des eaux résiduaires urbaines, pour des raisons de rendement et de coût (FRANCK, 2002).

3 - 4 - 2 - L'élimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou "déphosphatation", peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les traitements physico-chimiques, l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation. Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent entre 80 % et 90 % du phosphore, mais engendrent une importante production de boues (PRESCOTT *et al*, 2007). .

3 - 4 - 3 - La désinfection

Un abaissement de la teneur des germes, parfois exigé pour les rejets dans des zones spécifiques (zones de baignade, zones de conchylicoles) (FRANCK, 2002) ou dans le cadre d'une réutilisation, il sera réalisé par des traitements de désinfection chimique par:

- **Le chlore** : est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes (BAUMONT *et al*, 2005). Les composés utilisés dans le traitement des eaux usées sont : le chlore gazeux (Cl_2), l'hypochlorite de sodium (NaClO) appelé communément "eau de Javel", l'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), le chlore de chaux ($\text{CaCl}_2, \text{OCl}_2$) et le chlorite de sodium (NaClO_2) (OUALI, 2001).
- **L'ozone (O_3)** : est un oxydant puissant, la désinfection par l' O_3 est utilisée aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen Orient essentiellement. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé

vraiment efficace contre les virus (LAZAROVA, 2003). Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité (CAUCHI, 1996).

Ou physique par :

- **Les rayons ultraviolets** : qui consistent à utiliser des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées (BAUMONT *et al*, 2005).
- **La filtration** : est un procédé physique qui permet de retenir les microorganismes par rétention à l'aide d'un filtre. Qu'elle soit réalisée sur sable ou sur membrane, cette technique exige une épuration secondaire préalable garantissant une élimination assez poussée des matières en suspension (CSHPPF, 1995). L'élimination des virus, des bactéries et des protozoaires est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et du niveau d'oxydation de l'eau filtrée (FABY, 1997).
- **Lagunes de finition** : le lagunage naturel "tertiaire" assure l'exposition des microorganismes pathogènes au rayonnement solaire. Ce rayonnement provoque une destruction des germes d'autant plus efficace que le temps de séjour des eaux traitées dans la lagune est élevé. Cependant, l'efficacité de ce traitement s'amointrit lorsque l'exposition aux rayons du soleil se réduit. (CORSIN *et LE STRAT*, 2007).

Les eaux usées bénéficiant d'un traitement tertiaire contiennent si peu de nutriments qu'elles ne peuvent permettre une forte croissance microbienne. Le traitement tertiaire est la méthode la plus complète pour traiter les eaux d'égouts, mais elle n'a été généralisée en raison de son coût (MADIGAN *et MARTINKO*, 2007).

4 - La biomasse épuratrice

Les systèmes de traitement des eaux usées urbaines utilisent la dégradation microbienne comme principal moyen pour dégrader les matières organiques (PERRY *et al*, 2004). Cette biodégradabilité est un phénomène complexe qui concerne toutes les

transformations des polluants dans les eaux sous l'action de microorganismes (**OUALI, 2001**).

4 - 1 - Les processus métaboliques

La connaissance de ces processus est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique. L'activité métabolique de la cellule bactérienne se divise en trois processus (figure 3).

- le catabolisme correspondant au processus de fragmentation des substances nutritives en éléments plus simples (pyruvates). Il représente l'ensemble des réactions d'oxydation et de dégradation enzymatique. C'est une activité exothermique qui libère l'énergie qui servira à la croissance cellulaire et à l'entretien de la cellule.
- l'anabolisme représentant l'ensemble des réactions de synthèse des constituants cellulaires. C'est une activité endothermique qui utilise l'énergie libérée par les processus de catabolisme pour développer la croissance cellulaire et la division cellulaire ;
- la respiration endogène représentant l'étape d'oxydation des composés cellulaires. Leur dissociation en produits résidus (matières carbonées, azotées) permet de satisfaire les besoins des cellules vivantes en cas de carence en substrat.

Les réactions de catabolisme et d'anabolisme sont très générales et sont, en fait, constituées de plusieurs réactions élémentaires (**BASSOMPIERRE, 2007**).

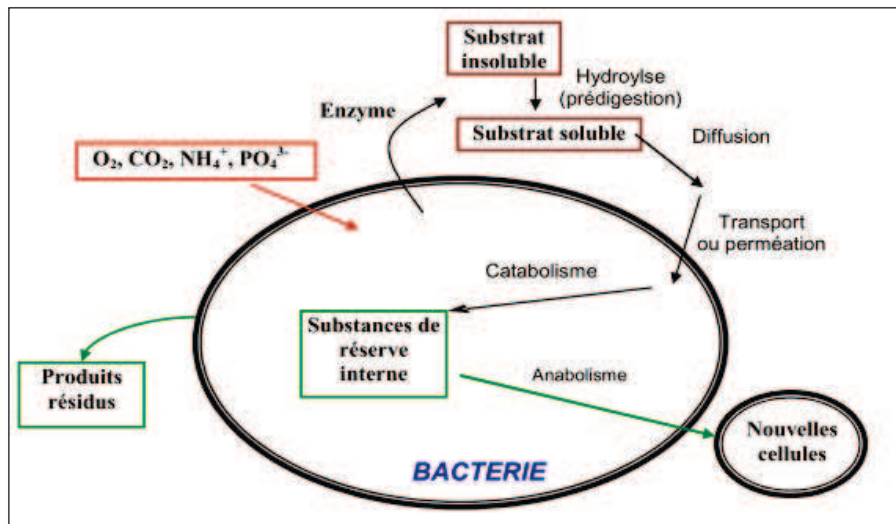


Figure 3 : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.
(BASSOMPIERRE C, 2007)

4 - 2 - Les microorganismes associés à l'épuration

4 - 2 - 1 - Les bactéries épuratrices

Dans la biomasse épuratrice, les bactéries constituent le groupe le plus important, qui est en même temps l'acteur principal de l'élimination de la pollution (DEGREMONT, 2005). Les bactéries peuvent se présenter sous différentes formes :

- * Bactéries libres : peu abondantes du fait de la prédation par d'autres microorganismes ;
- * Bactéries filamenteuses : présentes normalement en petite quantité, elles entravent la décantation par le phénomène de foisonnement ou bulking (DEGREMONT, 2005), parmi ces bactéries indésirables : *Sphaerotilus natans* et *Thriothrix nivea* (PERRY *et al*, 2004).
- * Bactéries floculées : plus intéressantes dans le procédé d'épuration car elles permettent une bonne séparation entre la biomasse épuratrice et l'eau épurée (FRANCK, 2002), les genres les plus fréquents de bactéries floculantes sont : *Pseudomonas*, *Actrobacter*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Zooglea*, *Citromonas*, *Flaviobacterium*, et *Arthromobacter* (DEGREMONT, 2005).

La nature des composés organiques qui constituent la pollution et les conditions du milieu (pH, température, oxygène dissous), influent sur la nature des germes dominants. Ainsi, un rejet riche en matières protéiques, favorise le développement des germes :

Alcaligenes, *Bacillus* ou *Flavobacterium* ; tandis qu'une eau résiduaire riche en glucides ou en hydrocarbures conduit à la prédominance du germe *Pseudomonas*. La présence de soufre réducteur se répercute par le développement des genres *Thiotrix* et *Microtrix*. (DEGREMONT, 1989).

4 - 1 - 2 - La microflore

Des algues benthiques se développent à la périphérie des installations. Des cellules sont entraînées dans les boues et dans les fibres nitrifiantes par abrasion du biofilm, on peut mettre en évidence au microscope des frustules de diatomées (HASLAY et LECLERC, 1993). Toutefois, elles ne jouent pas de rôle en épuration par les procédés de boues activées ou biofiltration, contrairement au cas du lagunage. Les espèces les plus courantes sont des algues planctoniques unicellulaires de petite taille, dont des algues vertes, des algues brunes, des phytoflagellés et des diatomées (DEGREMONT, 2005).

4 - 1 - 3 - La microfaune

La microfaune des boues activées et des biofilms des cultures fixées est très importante en quantité, de l'ordre de 10^6 à 10^8 cellules par litre de boues activées. Elle intervient comme prédatrice des bactéries isolées et des cadavres de bactéries et participe ainsi à la clarification de l'effluent (FRANCK, 2002), ; comme elle est particulièrement sensible aux variations du milieu. Elle renseigne sur le niveau d'adaptation de la biomasse et est révélatrice des stress auxquels elle est soumise (DEGREMONT, 2005). Selon l'organisation cellulaire des microorganismes, on distingue deux familles d'individus : les protozoaires et les métazoaires (FRANCK, 2002).

4 - 3 - Les éléments nécessaires au développement des micro-organismes

Le terme « substrat » désigne les substances constituant la nourriture nécessaire au développement des micro-organismes, les composés organiques à dégrader représentant la majorité de ces substances. Si le substrat n'est pas sous une forme directement assimilable par la bactérie, il sera hydrolysé à l'extérieur de la cellule bactérienne par des exoenzymes.

L'azote ammoniacal et les phosphates sont utilisés en tant que nutriments car ils entrent dans la composition des composés cellulaires (protéines, membrane cellulaire, ADN). L'oxygène dissous est également indispensable au développement des bactéries aérobies (BASSOMPIERRE, 2007).

III - La réutilisation des eaux usées

1 - Bilan mondial

Pendant les dernières années, la réutilisation des eaux usées a connu un développement très rapide avec une croissance des volumes d'eaux usées réutilisées de l'ordre de 10 à 29 % par an, en Europe, aux États Unis et en Chine, et jusqu'à 41 % en Australie. Le volume journalier actuel des eaux réutilisées atteint le chiffre impressionnant de 1,5 - 1,7 millions de m³ par jour dans plusieurs pays, comme par exemple en Californie, en Floride, au Mexique et en Chine (LAZAROVA *et* BRISSAUD, 2007). La figure 4 illustre l'ampleur de la valorisation des eaux usées dans différents pays du monde.

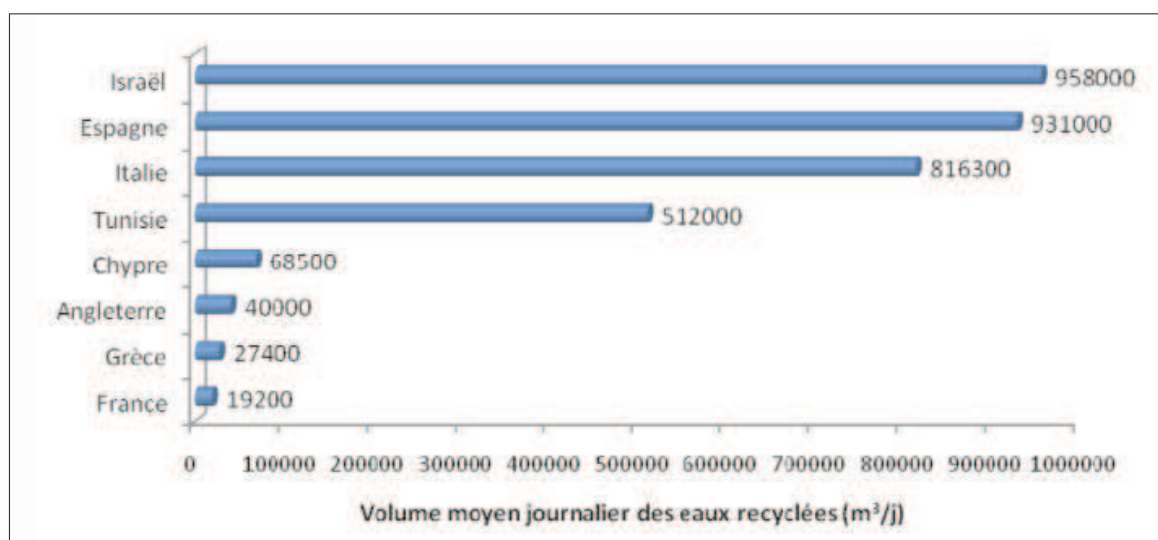


Figure 4: Volume moyen journalier des eaux usées recyclées dans quelques pays de la Méditerranée (données pour les années 2000-2003, adaptées de JIMENEZ et ASANO, 2007).

D'une manière générale, pratiquement tous les autres pays du pourtour de la Méditerranée, de l'Espagne à la Syrie, réutilisent des eaux usées (traitées et non traitées) pour diverses applications (BIXIO *et al*, 2005). En effet, le bassin méditerranéen est une région où la pénurie en eau est particulièrement ressentie. C'est aussi l'une des régions où la réutilisation agricole des effluents urbains est la plus pratiquée. Dans certains pays, cette réutilisation est devenue l'objet d'une politique nationale comme en Tunisie, en Grèce et en Jordanie (REBHUN, 2004).

2 - Cas de l'Algérie

En Algérie, 60 % des eaux usées traitées sont rejetées soit loin des périmètres d'irrigation et des barrages soit en mer, ce qui rend leur réutilisation en irrigation peu rentable. Ainsi, seulement 240 millions de m³ sont potentiellement utilisables en irrigation en raison de la localisation des points de rejet (**HARTANI, 2004**).

Un programme de réalisation et de modernisation d'ouvrages de traitement destinés à la réutilisation des eaux usées en irrigation est actuellement mis en œuvre (**MRE, 2004**).

Le ratio entre la réutilisation des eaux usées et l'affectation des ressources permet d'estimer la contribution de la réutilisation des eaux usées en irrigation. Cette contribution est de 13,37 % dans le cas de la région hydrographique Chelif Zahrez, de 21,4 % dans la région hydrographique Constantine-Seybousse-Mellegue, et de 34,92 % dans la région hydrographique Oranie Chott Chergui. Cette dernière est nettement déficitaire en pluviométrie par rapport aux autres régions du Nord algérien (400mm/an environ). La composante réutilisation des eaux usées en irrigation devient même prépondérante avec un ratio de 45%, voire 100% dans le cas du périmètre de Mléta dans la région de l'Oranie de l'Ouest algérien (**HARTANI, 2004**).

3 - Les modes de réutilisation des eaux usées

La réutilisation des eaux usées (figure 5) est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisations. Il existe des milliers de projets de réutilisation des eaux usées (**BOXIO et al, 2008**). On peut distinguer cinq catégories de réutilisation :

- réutilisation pour l'irrigation : cultures fourragères ou maraîchères, céréales, prairies, etc. ;
- réutilisation industrielle : circuit de refroidissement, construction, papeteries, industries textiles, etc. ;
- réutilisation en zone urbaine: lutte contre l'incendie, lavage de voirie, recyclage des eaux usées d'un immeuble, arrosage de parcs, golfs, cimetières, etc...
- la production d'eau potable ;
- la recharge de la nappe phréatique (**DEGREMONT, 2005**).

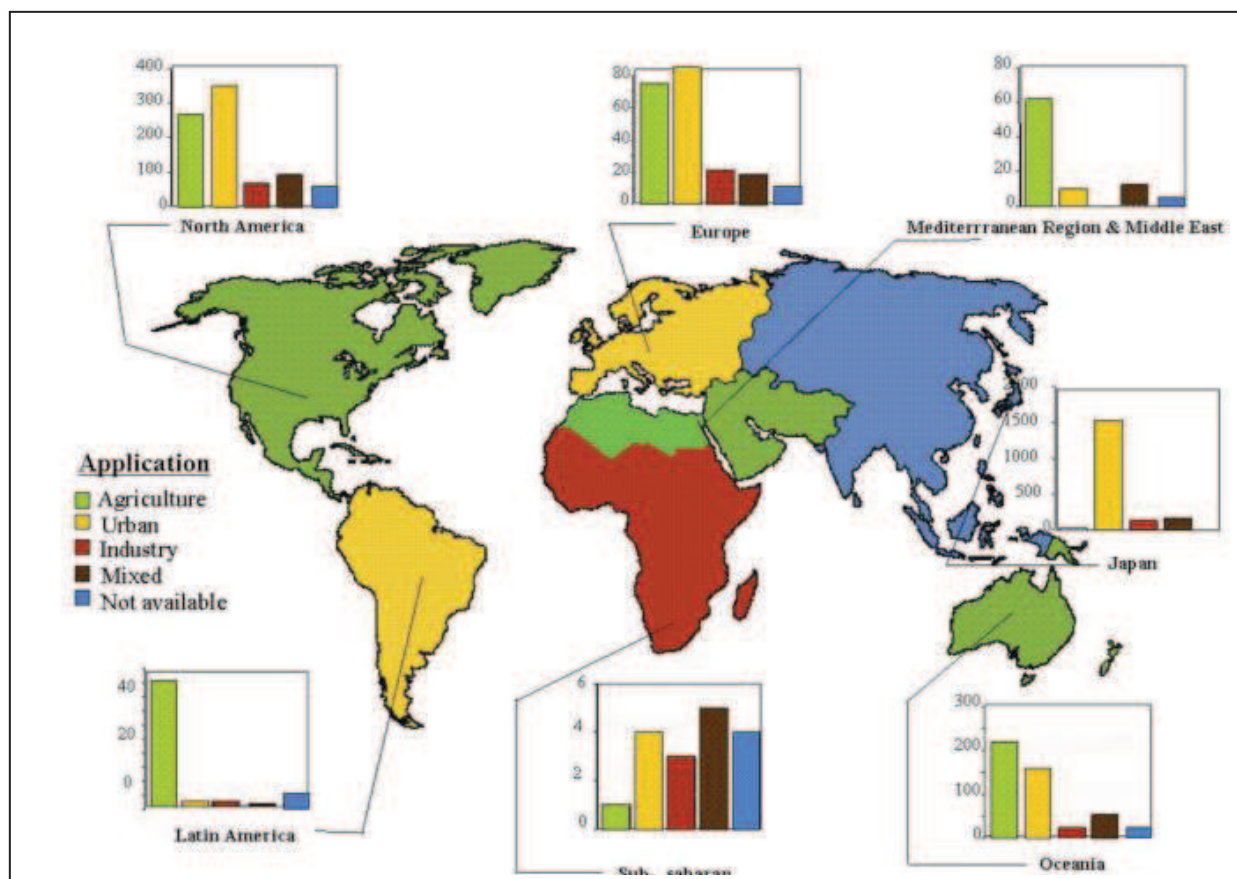


Figure 5: Aspects de réutilisation des EU dans les différentes régions du monde (BOXIO *et al*, 2005).

3 - 1 - Réutilisation agricole

La réutilisation agricole des eaux épurées comme moyen d'économiser la ressource a donc été une des premières voies de développement des projets de réutilisation des eaux usées épurées (REUE) (BAUMONT *et al*, 2005). La réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen et le Sud des Etats Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud (LAZAROVA, 1998).

❖ Les risques liés à la réutilisation agricole

D'après CAUCHI (1996), les populations humaines exposées à une pathologie, associée de manière certaine à une utilisation agricole d'effluents bruts ou traités sont de quatre ordres :

- les consommateurs de légumes crus : le risque est statistiquement plus élevé pour les helminthes (par rapport à la population générale), par contre il ne l'est pas pour le risque bactériologique ;
- les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite : la contamination par le ver solitaire (*Tænia*) est possible car les bovins sont des hôtes intermédiaires de cet helminthe ;
- les travailleurs agricoles : le risque est plus élevé pour les helminthes. En laboratoire, il a été mis en évidence que l'exposition aux entérovirus est plus élevée, même si sur le terrain il n'y a pas eu d'augmentation de cas cliniques. Des études listées par **DEVAUX (1999)** montrent que les travailleurs agricoles sont légèrement plus exposés que la population normale ou que les personnels de station d'épuration et les égoutiers. Les nouveaux travailleurs sont plus sensibles que les anciens : il semble y avoir une adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus (**CLARK et COLL, 1981**).
- les populations avoisinantes, surtout dans le cas d'irrigation par aspersion qui forme des aérosols. Le risque est légèrement plus élevé pour les helminthes et *Shigella* (**CAUCHI 1996**).

3 - 2 - Réutilisation industrielle

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau pour l'industrie (**OMS, 1989**). D'après **ASANO (1998)**, un des premiers cas dans le monde est une papeterie du Japon qui est fournie en eaux épurées depuis 1951. La REUE industrielle peut donc être intéressante dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. Les autres applications possibles concernent les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi-conducteurs, etc. (**ASANO, 1998**).

❖ Les risques liés à la réutilisation industrielle

La qualité requise est spécifique à chaque industrie parce que sa composition chimique peut avoir des répercussions sur les process industriels. Les préoccupations concernent principalement les phénomènes d'entartrage, de corrosion, de développement de bactéries, d'encrassement, de formation de mousse, et d'inhalation d'aérosols par les

travailleurs. Il n'y a pas de problème sanitaire spécifique à l'industrie et on retrouve les mêmes contaminants que pour les autres usages (ASANO, 1998).

3 - 3 - Réutilisation en zone urbaine

Les pays à la pointe de la REUE en milieu urbain sont en majorité des pays développés et fortement urbanisés : Etats-Unis, Japon, Corée du Sud, Allemagne. Les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde. Ces projets concernent :

- l'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;
- les bassins d'agrément, piscines, bassins pour la pêche et la navigation de plaisance ;
- les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- le lavage de voiries, réservoirs anti-incendies, etc.

La REUE en zone urbaine nécessite un réseau double qui permet de distribuer séparément les eaux épurées et l'eau potable. Les premiers systèmes de ce genre ont été développés aux États-Unis, le premier a été construit à Grand Canyon Village (Arizona) en 1926, pour fournir aux habitants de l'eau épurée pour l'arrosage et de l'eau potable (ECOSSE, 2001).

3 - 4 - La production d'eau potable

La production d'eau potable est l'aboutissement le plus extrême de la réutilisation des eaux usées épurées. Elle a lieu essentiellement dans les zones arides ou semi-arides, et peut être directe ou indirecte :

- La réutilisation est directe quand l'eau ne revient jamais dans le milieu naturel ; les eaux épurées sont directement acheminées de la station d'épuration à l'usine de traitement pour l'eau potable (système « pipe to pipe »). L'unique exemple dans le monde de réutilisation directe se trouve en Afrique, à Windhoek, capitale de la Namibie (ASANO, 1998). Cependant, ce mode de REUE est déconseillé ; il doit être mis en œuvre uniquement quand aucune autre solution n'est possible (CROOK *et al*, 1999).
- La réutilisation est indirecte et non planifiée quand les eaux épurées sont rejetées dans un cours d'eau ou une réserve souterraine qui sert à l'alimentation d'une usine

de traitement, sans que ce lien soit volontaire. Cette notion est limite de la définition d'une REUE.

- La réutilisation est indirecte et planifiée quand elle consiste à rejeter des effluents de station volontairement en amont d'une usine de traitement, au niveau du plan d'eau ou de la nappe qui sert d'ultime réservoir naturel avant le pompage et le traitement. C'est le cas du comté d'Essex en Angleterre, où une ville de 140 000 habitants, Chelmsford, est alimentée en eau potable pendant l'été par des eaux épurées, après un passage dans la rivière Chelmer (LUNN, 2001).

3 - 5 - La recharge de nappe

Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer. La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité environnementale et/ou la diminution de sa réserve en eau. Il existe deux moyens de recharger une nappe phréatique :

- ↳ par percolation : c'est le cas à Los Angeles, où 160 000 m³ par jour d'effluents traités sont déversés dans des bassins gravitaires (ASANO, 1998) ;
- ↳ par recharge directe : c'est le cas dans le comté d'Orange, en Californie. L'eau est injectée dans la nappe par plusieurs puits, disposés en ligne face à la nappe d'eau salée, et formant une véritable barrière. (ASANO, 1998).

4 - Les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées

4 - 1 - Notion de risque

D'après DEVAUX (1999), les études d'estimation du risque distinguent deux types de risques : le risque potentiel et le risque réel.

4 - 1 - 1 - Le risque potentiel

Comprend lui-même le risque théorique et le risque expérimental.

a - Le risque théorique : également appelé danger, est défini par le critère d'absence ou de présence d'un contaminant (micro-organisme, métal lourd, etc.). Il dépend de la population qui produit les eaux usées.

b - Le risque expérimental : est le risque que le contaminant soit transmis à un individu. Il dépend de la dose de départ, de l'efficacité du traitement, de la capacité de survie des microorganismes (Annexe 2), ou de rétention pour les micro-polluants, et de la dose minimale nécessaire pour contaminer un individu, des facteurs particuliers interviennent, comme la latence ou la multiplication dans l'environnement. Quant aux micro-polluants, leur passage dans le milieu naturel peut les dégrader en produits plus ou moins dangereux et aux propriétés souvent inconnues.

4 - 1 - 2 - Le risque réel

Correspond à la probabilité d'être contaminé dans une population exposée. Il dépend des facteurs liés au risque potentiel, et dépend également des capacités immunitaires de l'individu (naturelles ou acquises), ainsi que d'autres facteurs comme l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité de diagnostic (clinique, sérologique et portage) des acteurs de santé.

4 - 2 - Les maladies à transmission hydrique

Les maladies à transmission hydrique (MTH), sont à l'origine de la mortalité élevée des populations des pays en voie de développement. L'eau contaminée par les microorganismes est une source d'infections très importante (**MADIGAN et MARTINK, 2007**). Ces micro-organismes pathogènes peuvent survivre quelques jours, semaines ou mois dans le sol ou sur des terres en culture sur lesquels des eaux usées auraient été déversées.

Les risques à la santé liés à ces agents sont principalement des infections entériques. Certains agents microbiens peuvent causer des infections respiratoires, cutanées, oculaires ou encore plus sévèrement, occasionner une hépatite (**DRBEO, 2006**).

Selon le type de micro-organismes, la dose infectieuse, les voies d'exposition aux agents infectieux, nécessaires pour provoquer la maladie, est très variable. En général, la dose nécessaire est plus faible dans le cas des virus et des protozoaires qu'avec les bactéries. Ainsi, l'ingestion de 1 à 10 particules virales ou de quelques kystes de protozoaires peut provoquer la maladie alors qu'une concentration de 10^3 à 10^6 organismes est nécessaire dans le cas de certaines bactéries.

Tableau 1 : Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydriques. (Modifié d'après GERBA (1996) par STRAUB et CHANDLER (2003).

Groupe	Pathogène	Maladie
Virus	Entérovirus (Polio, Echovirus, Coxsackie)	Paralyse, méningite, rash, fièvre, Myocardite, maladie respiratoire, diarrhée,
	Hépatite A et B	Infections hépatiques
	Calicivirus humains	Vomissement, diarrhée
	Sapporo	Diarrhée, gastroentérites
	Rotavirus	Diarrhée, gastroentérites
	Astrovirus	Diarrhée
	Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, diarrhée
	Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée
Bactéries	<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose
	<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire
	<i>Campylobacter</i>	Gastroentérites
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarrhée
	<i>Escherichia coli</i>	Diarrhée, gastroentérites
	<i>Legionella pneumophila</i>	Pneumonie, autres maladies respiratoires
Protozoaires	<i>Naegleria</i>	Meningoencéphalés
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne
	<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée, malabsorption
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhée aigue
	<i>Cyclospora</i>	Diarrhée
	<i>Microsporidium</i>	Diarrhée

Helminthes	<i>Ascaris</i>	Ascariase
	<i>Trichuris</i>	Diarrhée, douleur abdominale
	<i>Tænia</i>	Diarrhée, douleurs musculaires
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Schistosomiasis
	<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, anorexie

IV - La filtration sur sable

1 - Généralités

La filtration est un procédé physique, disposé généralement après la décantation, destiné à clarifier un liquide qui contient des solides en suspension (**BONIN, 1986**), en le faisant passer à travers un milieu poreux constitué d'un matériau granulaire (**DESJARDINS, 1997**).

La filtration sur sable est l'une des méthodes de traitement de l'eau les plus anciennes, utilisée pour la production d'eau potable et l'affinage des effluents épurés. Si elle est correctement appliquée elle permet de produire une eau de grande qualité. Un filtre à sable est constitué par des couches de sable de qualité et de granulométrie adéquates (**DUPAIN et al, 2004**).

2 - Principe de filtration

La rétention des particules se déroule à la surface des grains, grâce à des forces physiques. La plus au moins grande facilité de fixation dépend étroitement des conditions d'exploitation du filtre et du type de matériaux utilisé. L'espace intergranulaire définit la capacité de rétention du filtre. Au fur et à mesure du passage de l'eau, cet espace se réduit, le filtre colmate et les pertes de charges augmentent fortement. Il faut alors déclencher le rétrolavage, la biomasse qui se développe sur le matériau filtrant, peut efficacement réduire le taux d'ammonium de l'eau par la nitrification. La filtration permet une élimination correcte des bactéries, de la couleur et de la turbidité et indirectement les odeurs (**CARDOT, 2002**).

3 - Constitution d'un filtre

Tout filtre est composé de trois parties :

- Le fond : doit être solide pour supporter le poids de l'eau, du sable et du gravier. Il doit permettre la collecte et l'évacuation de l'eau filtrée ;
- Le gravier support : a pour rôle de retenir le sable et d'améliorer la distribution de l'eau de lavage dans le filtre ;
- Le matériau filtrant : les matériaux utilisés sont des granules libres non adhérents les uns aux autres, insolubles, inattaquables par le liquide filtré ni par les particules solides retenues (**CARDOT, 2002**).

4 - La nature du milieu poreux

Le sable quartzéux a été le premier des matériaux utilisés pour la filtration et c'est encore le matériau de base pour la plupart des filtres actuels. Certains filtres utilisent une combinaison de plusieurs matériaux (filtres multicouches), le sable peut alors être associé à de l'antracite, du grenat, des schistes plus au moins poreux. Enfin la filtration peut s'effectuer sur du charbon actif granulé, suffisamment résistant (**DEGREMONT, 1997**).

5 - Paramètres de sélection d'un milieu filtrant

Les principales caractéristiques d'un milieu filtrant sont : le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, la densité relative, la masse unitaire sèche et la porosité. Il existe d'autres caractéristiques beaucoup plus difficiles à mesurer, comme la forme des grains et la surface spécifique (**CARDOT, 2002**).

5 - 1 - Le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité

Le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité, sont deux caractéristiques importantes d'un matériau filtrant

- **Le diamètre effectif**

Le diamètre effectif correspond à la taille des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse de l'échantillon.

- **Le coefficient d'uniformité**

Il s'agit du rapport entre deux diamètres apparents définis de telle sorte que la taille de 60% et respectivement 10% des particules soit inférieure. Soient d_{60} et d_{10} étant les valeurs lues en abscisse pour les points de la courbe granulométrique correspondant aux ordonnées de 60% et 10%. (DESJARDINS, 1997)

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

6 - Mécanisme de filtration

Suivant les caractéristiques des particules à retenir et du matériau filtrant mis en œuvre, peuvent intervenir l'un ou plusieurs des trois mécanismes principaux suivants: capture, fixation et détachement. (DEGREMONT, 1989).

6 - 1 - Mécanismes de capture

La capture est caractérisée par l'interception de la particule par frottement grâce à son inertie et sa décantation (CARDOT, 2002). Les mécanismes de capture sont essentiellement de deux natures :

- **Tamissage mécanique**

Il s'agit de la rétention des particules plus grosses que la maille du filtre ou que celle des éléments déjà déposés, formant eux-mêmes le matériau filtrant. Ce phénomène intervient d'autant plus que la maille du matériau filtrant est plus fine (DEGREMONT, 1989).

- **Dépôt sur le matériau filtrant**

La particule en suspension suit dans le liquide une ligne de courant. Sa taille, comparée à celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée. Différents phénomènes entraînent cependant un changement de trajectoire et le contact avec le matériau.

Ces différents mécanismes de capture interviennent principalement dans la filtration en profondeur. (DEGREMONT, 1989)

6 - 2 - Mécanisme de fixation

La fixation des particules à la surface du matériau filtrant est favorisée par une faible vitesse d'écoulement. Elle est due à des forces d'origine physique (coincement, cohésion...), et à des forces d'adsorption, principalement les forces de Van der Waals (CARDOT, 2002).

6 - 3 - Mécanisme de détachement

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvertes de particules déjà déposées. Les dépôts déjà retenus peuvent se détacher partiellement et être entraînés plus en avant dans le matériau filtrant ou même dans le filtrat (DEGREMONT 1989). Le détachement se fait sous l'influence de la vitesse de l'eau lors du lavage (CARDOT, 2002).

7 - Lavage des filtres

Le lavage du filtre est une opération très importante. Il est réalisé en inversant le sens d'écoulement de l'eau. On le soumet à un courant d'eau, circulant de bas en haut, destiné à détacher les impuretés et à les entraîner ensuite dans une goulotte d'évacuation (DEGREMONT, 1997).

Le sable est mis en expansion et les impuretés, moins dense que les grains de sable, sont décollés par phénomènes de frottement intergranulaire. La vitesse de l'eau du lavage à contre courant, est limitée du fait des pertes possibles de matériau. On injecte donc de l'air pour augmenter les turbulences afin de décoller efficacement les particules de floc fixées sur les grains (CARDOT, 2002).

8 - Classification des filtres

Il y a deux types de filtration sur sable : la filtration lente et la filtration rapide

8 - 1 - La filtration lente

Les premiers systèmes sont apparus à Londres au 19^{ème} siècle. La filtration lente sur le sable est un processus biologique parce qu'elle emploie des bactéries pour traiter l'eau. Les bactéries forment une couche appelée biofilm sur la partie supérieure du sable et nettoient l'eau pendant leur traversée, en digérant les contaminants dans l'eau. Cependant,

ces systèmes exigent de grandes surfaces de terre pour fonctionner du à la faible vitesse entre 1 à 2m/h (USEPA, 2007).

8 - 2- La filtration rapide

Les systèmes de filtration rapide sur sable sont beaucoup plus répandus. Ils ont été développés durant le 20^{ème} siècle. La filtration rapide sur sable est un processus physique qui enlève les solides en suspension dans l'eau avec une vitesse de 4 à 25 m/h. Ils ont des débits assez élevés et exigent peu d'espace pour fonctionner. Ces filtres sont généralement nettoyés 2 fois par jour (USEPA, 2007). Il en existe deux catégories :

- **Les filtres ouverts** : appelés aussi filtres rapides gravitaires sont généralement en béton et à l'air libre. La hauteur du matériau filtrant est comprise entre 0.8 et 1 m pour les monocouches et entre 1.2 et 1.5m pour les bicouches avec une égalité d'épaisseur des matériaux (CARDOT, 2002).
- **Les filtres sous pression** : fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres à sable rapides sauf que leurs couches de sable et de gravier, ainsi que leur réseau de drainage sont situés dans des cylindres horizontaux ou verticaux lesquels sont conçus pour supporter des pressions de l'ordre de 1000kPa (DESJARDINS, 1997). La hauteur du sable est de 1m (CARDOT, 2002).

CHAPITRE II

MATERIEL ET METHODES

I - Présentation de la Direction Régionale Haoud Berkaoui

1 - Localisation de la Direction Régionale Haoud Berkaoui

1 - 1 - Situation géographique

La région de Haoud Berkaoui représente l'une des zones d'hydrocarbures du Sahara algérien. Située au nord de la dépression de Oued-Mya, à une trentaine de kilomètres au sud-ouest de la ville de Ouargla, elle se positionne entre les deux régions de Hassi Messaoud et Hassi R'mel, à 700Km au Sud-Est de la capitale Alger.

La zone pétrolière de Haoud Berkaoui comporte trois champs importants, qui renferment les accumulations d'huiles essentielles de cette zone :

- Champ de Berkaoui (HBK) ;
- Champ de Benkahla (BKH) ;
- Champ de Guellala (GLA).

D'autres champs constituent la périphérie de cette région tels que Draâ Et-Tamra (DRT), Mellela, Heniet-El-Baida (HEB), Bab-ElHattabat (BHT), Mokh-El-Agroub (KG), Gellala nord-est (GLANE), N'goussa, Sahane, Takhoukht, Boukhzana, Ouarsenis,..etc.

Il existe deux centres principaux de production, situés à Haoud Berkaoui et Guellala et trois centres satellites à BKH, GLANE et DRT.

1 - 2 - Champ de Haoud Berkaoui

Sur une superficie de 175 Km², ce champ, découvert en 1965, a été mis en production en Janvier 1967. Le centre de production HBK se compose d'une unité de séparation d'huile avec une capacité de 8 000 m³/j, d'une autonomie de stockage de 18 000 m³, d'une unité de boosting gaz de 1 million m³/j et d'une unité de station d'injection d'eau à raison de 6 000 m³/j.

2 - Les activités de la Direction Régionale de Haoud Berkaoui

La région de Haoud Berkaoui fait partie de la division production. Ses principales activités sont essentiellement :

- La production du brut ;
- La récupération du gaz torché ;
- L'injection d'eau.

3 - La nature des rejets de Haoud Berkaoui

La direction régionale de Haoud Berkaoui habitée par près d'un millier d'habitants, est constituée d'un noyau urbain et une base industrielle.

3 - 1 - Les rejets domestiques

La consommation d'eau potable de la région est environ de 250 l/habitant/jour. Les eaux résiduaires urbaines sont représentées par les rejets des 28 villas, la base de vie, cuisine et complexe restaurant et la buanderie.

3 - 2 - Les rejets industriels

Ces eaux sont représentées par des eaux de lavage, les eaux de vidange contenant des huiles de lubrification (moteurs, pompes, machines et véhicules), les eaux huileuses de purge des séparateurs du pétrole et bacs de stockage (contenant du pétrole en émulsion et les matières en suspension (les sédiments, paraffine,...etc.) et les eaux contenant des produits chimiques du laboratoire tels que les acides (chlorhydrique et sulfurique), les bases (la soude caustique,...etc.)

4 - Mesures entreprises pour la protection de l'environnement

Pour parer au problème de l'environnement en général et la protection de la nappe phréatique, les premières mesures prises par la SONATRACH sur terrain sont représentées par deux projets ambitieux, qui ont été lancés en 2003, à savoir :

- La réalisation de la station de déshuilage pour traitement des rejets industriels ;
- La réalisation de la station d'épuration des eaux usées domestiques par boues activées (**ANONYME 2, 2007**).

II - Présentation de la station d'épuration HBK

1 - Le principe de traitement

Le principe de traitement est celui d'une épuration biologique à boues activées à faible charge aération prolongée.

Dans ce type de traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques des eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau. Ce processus aérobie provoque le déplacement des bactéries qui, par des actions physico-chimiques retiennent la pollution organique et s'en nourrissent.

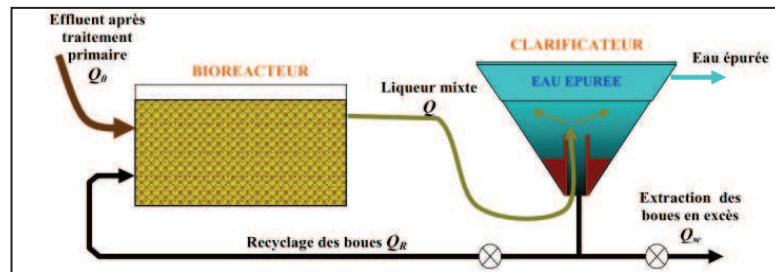


Figure 6 : Schéma du principe du procédé de traitement secondaire (BASSOMPIERRE, 2007).

2 - La filière du traitement

La station d'épuration (photo 1) de la base de vie Haoud Berkaoui se compose de la ligne de traitement biologique suivante :

- Arrivée des eaux brutes ;
- Dégriillage des eaux brutes ;
- Dessablage- déshuilage ;
- Aération des eaux et formation des boues activées ;
- Clarification des eaux (décantation secondaire) ;
- Désinfection des eaux traitées ;
- Recirculation des boues ;
- Epaissement des boues en excès ;
- Evacuation des boues fraîches vers les lits de séchage ;
- Déshydratation des boues sur les lits de séchage ;
- Réutilisation des eaux traitées.



Photo 1 : La station d'épuration HBK

***Arrivée des eaux brutes**

Les eaux brutes sont acheminées vers les ouvrages de la station par deux postes de pompage en série SR1 et SR2.

2 - 1 - Le prétraitement

Destiné à préparer l'effluent au traitement biologique ultérieur, le prétraitement comporte une succession d'opérations physiques ou mécaniques destinées à séparer les eaux usées des matières volumineuses, en suspension ou flottantes, qu'elles véhiculent.

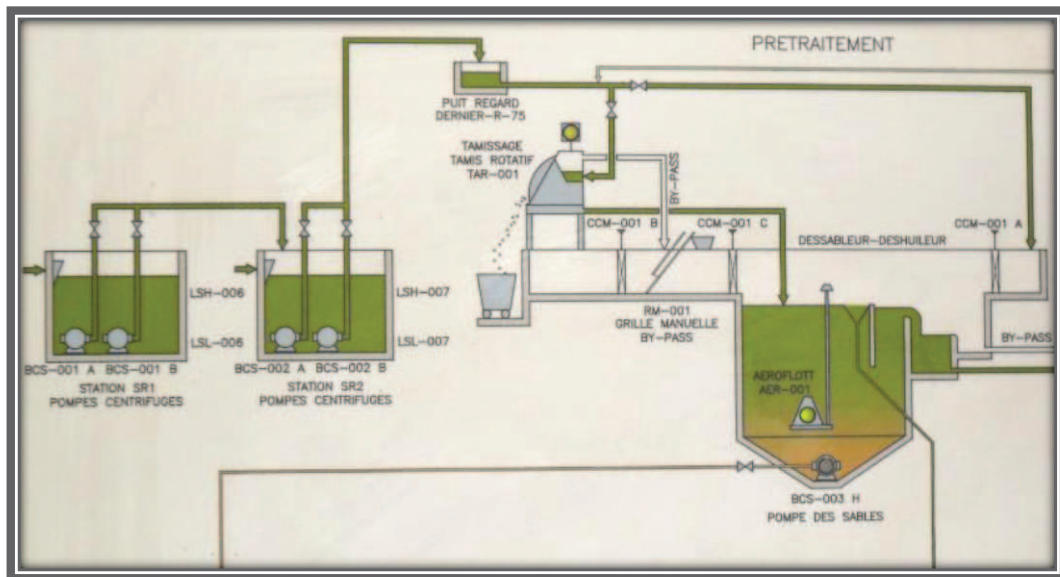


Figure 7 : Schéma du prétraitement (ANONYMES 3, 2003)

2 - 1 - 1 - Le dégrillage

De la station de relevage SR2, les eaux brutes sont refoulées vers le dégrillage, le dégrilleur (photo 2) comporte un tamis rotatif de 1.5mm de passage avec une capacité hydraulique de 105m³/h, actionné par un moteur de 0.37kW. En cas de défaillance du tamis il y a un canal en béton armé de largeur de 400mm équipé d'une grille fine de by-pass à nettoyage manuel. Il sera isolé par des vannes manuelles type canal.



Photo 2 : Dégrilleur

2 - 1 - 2 - Le dessablage-déshuilage

Il est toujours à craindre une présence importante de sable, de matières minérales en suspension et d'huiles pouvant gêner, voire freiner le fonctionnement de l'installation. Pour cela, une phase de prétraitement des eaux dégrillées est réalisée dans un dessableur-déshuileur longitudinal aéré. La vitesse d'écoulement des eaux est maintenue à environ 0.30m/s.

Moyennant un aéroflot, l'eau est aérée par des insufflations d'air, permettant d'une part, la séparation du sable de l'eau, et d'autre part, favorisant l'accumulation des graisse et des huiles en surface.

Le sable déposé au fond de l'ouvrage est relevé jusqu'à une trémie par l'utilisation d'une pompe à sable. Les huiles sont récupérées en surface dans une zone de tranquillisation et sont déversées dans un puisard à graisse pour être acheminées par un camion vers une décharge aménagée (photo 3).



Photo 3: Dessableur-déshuileur

2 - 2 - Le traitement biologique

Le procédé de traitement est dit « à boues activées » car l'ensemble des conditions favorables à une activité maximale des bactéries est mis en œuvre : un apport en oxygène suffisant, une agitation permanente afin de favoriser le contact entre bactéries et pollution, une concentration élevée en bactéries pour augmenter l'efficacité du traitement. La chaîne de traitement est composée d'un bioréacteur, d'un clarificateur et d'une boucle de recyclage des boues. Le traitement biologique est réalisé dans un ensemble complet qui comprend :

2 - 2 - 1 - Le bassin d'aération

Le bassin d'aération (photo 4 et figure 8) est de forme rectangulaire en béton armé. Il sera alimenté en eaux usées dégrillées, dessablées et déshuilées qui seront brassées avec les boues de retour et la liqueur mixte. Le bassin est équipé de deux aérateurs de surface à axe vertical, reposant sur une passerelle en béton armé, l'aérateur de surface a pour rôle :

- D'apporter l'oxygène nécessaire aux bactéries épuratrices.
- De provoquer une intense turbulence qui permet, d'une part, le maintien en suspension des boues activées, et d'autre part, de renforcer le contact intime de l'eau brute avec les bactéries épuratrices.

Le bassin d'aération est équipé aussi d'un oxymètre permettant de contrôler en continu la teneur en oxygène de la biomasse et la régulation de la vitesse des aérateurs.

Après un temps de contact suffisant, le mélange eau/boues activées est évacué par l'intermédiaire d'un ensemble de déversoir vers le clarificateur.

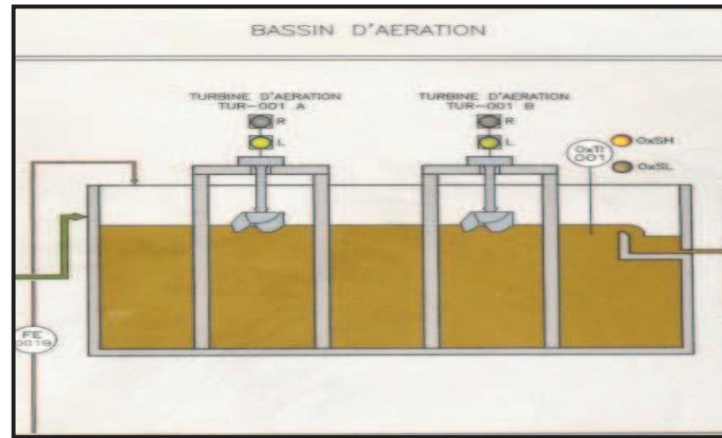


Figure 8 : Schéma du bassin d'aération (ANONYME 3, 2003)



Photo 4: Bassin d'aération

2 - 2 - 2 - Le bassin de clarification (décantation secondaire)

Les performances de l'épuration biologique résultent de l'action d'aération et de clarification qui, sur le plan technique, forment une seule unité.

La liqueur mixte maintenue en suspension dans le bassin d'aération, passe dans un bassin de clarification de forme circulaire pour y être clarifiée (figure 9). L'alimentation se fait au moyen d'une conduite en siphon surmontée au centre du bassin et d'une jupe de répartition. Le floc se sépare dans l'eau interstitielle et se dépose sur le radier de l'ouvrage

de clarification, tandis que l'eau clarifiée est évacuée par surverse dans une rigole périphérique.

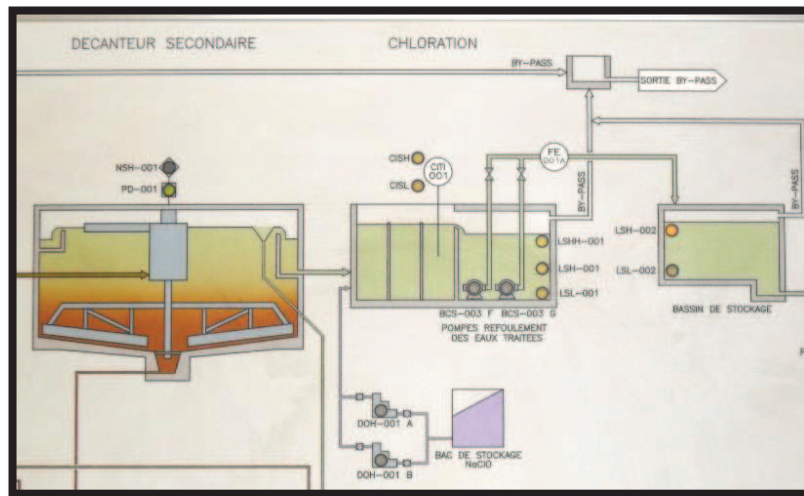


Figure 9 : Schéma du décanteur secondaire (ANONYME 3, 2003)

Le bassin de décantation de 6m de diamètre, est équipé d'un pont racleur muni de racleur de fond ramenant les boues sédimentées sur le radier de l'ouvrage vers la fosse centrale à boues, d'où ces dernières seront reprises par l'intermédiaire de tuyauteries vers la station de pompage, et d'un racleur de surface pour élimination des flottants (photo 5).



Photo 5 : Décanteur secondaire

2 - 2 - 3 - Poste de recirculation des boues

Les boues reprises au centre du décanteur sont transférées gravitairement vers le poste de pompage des boues pour y être recirculées ou dirigées vers le traitement des boues en fonction de la destination des boues produites.

L'efficacité des procédés du traitement biologique par boues activées est basée sur une recirculation importante de boues provenant de la clarification. La concentration nécessaire en boues activées dans le bassin d'aération est assurée par deux groupes électropompes.

2 - 2 - 4 - Les boues en excès

Les boues en excès sont extraites du poste de pompage par un groupe électropompes, et envoyées à l'épaississeur où elles subiront une stabilisation et une concentration avant expédition vers les lits de séchage.

2 - 3 - La désinfection des eaux

Les eaux décantées s'écoulent gravitairement dans un bassin final de stérilisation à l'hypochlorite de sodium avant rejet vers l'exutoire.

L'eau clarifiée en provenance du bassin de clarification, alimente un bassin de contact rectangulaire permettant d'assurer un bon mélange de la solution désinfectante avec l'eau clarifiée. Ce bassin est dimensionné pour un temps de séjour qui assure une bonne efficacité de l'action du chlore actif (photo 6).

La solution d'hypochlorite de sodium est distribuée par un groupe de dosage comprenant une pompe doseuse, une autre de secours, et une cuve de stockage, placée dans un local indépendant en béton armé. L'eau traitée et après la désinfection sera pompée au bassin de stockage par deux pompes. Il y a un système de supprimeur pour l'expédition de l'eau traitée aux services d'irrigation.



Photo 6 : Bassin de chloration

2 - 4 - L'épaississement des boues

L'épaississement des boues a pour but de les concentrer au maximum avant de les envoyer sur les lits de séchage. L'ouvrage se présente sous forme d'un cylindre à fond conique, en béton armé, à faible pente et de 3 m de diamètre (photo 7).

Le surnageant passe par surverse dans une goulotte périphérique d'où il est retourné en tête du poste de relevage, tandis que les boues épaisses sont ramenées par raclettes de fond dans une fosse centrale, d'où elles sont envoyées vers les lits de séchage.



Photo 7 : Epaississeur

2 - 5 - Les lits de séchage

Les boues épaisses sont épandues sur 7 lits de séchage (photo 8) pour y être déshydratées naturellement. Les lits sont formés d'aires délimitées par des murettes en béton armé et d'une couche de sable disposée sur une couche support de gravier. Des conduites de drainage disposées sous la couche support recueillent les eaux d'égouttage.



Photo 8: Lits de séchage

III - Etude expérimentale

Notre étude comporte deux parties :

Dans la première partie, nous nous intéresserons à la qualité de l'eau épurée produite par la station et la comparer avec les normes algériennes et internationales des rejets. À partir des résultats obtenus, nous tenterons de classer cette eau en vue de sa réutilisation agricole.

1 - Caractérisation des effluents de boues activées de la Direction Régionale Haoud Berkaoui

1 - 1 - Matériel

Des échantillons hebdomadaires d'eau ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de la station, d'épuration. Les échantillonnages hebdomadaires se sont déroulés du mois de février au mois d'avril de l'année 2011.

1 - 2 - Méthodes

L'évaluation de la qualité des eaux usées traitées est recommandée, et sera effectuée par le biais d'un ensemble de paramètres physicochimiques et microbiologiques.

➤ Les paramètres physico-chimiques

- Le pH ;
- La température ;
- L'oxygène dissous ;
- La conductivité ;
- Les matières en suspension (MES);
- Le phosphore ;
- Les nitrates ;
- Les nitrites ;
- La demande chimique en oxygène (DCO) ;
- La demande biologique en oxygène (DBO₅) ;

➤ Les paramètres microbiologiques

↳ Les analyses bactériologiques

- Recherche et dénombrement des coliformes totaux ;
- Recherche et dénombrement des coliformes fécaux ;
- Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux
- Recherche et dénombrement des spores de clostridium sulfite-réducteurs.

↳ Les analyses parasitologiques

Le dénombrement des parasites susceptibles de provoquer une contamination transcutanée ou par voie orale, donc la recherche de larves et kystes de protozoaires ainsi que d'œufs d'helminthes. Par manque de moyens, cette étape n'a pas pu être réalisée.

1 - 2 - 1 - Prélèvement

Les récipients utilisés ne doivent pas apporter de substances toxiques et assurer une fois bouchés une protection totale contre toute contamination extérieure.

Les prélèvements sont effectués dans des flacons stériles en polyéthylène ou en verre borosilicaté.

1 - 2 - 2 - Transport et conservation des échantillons

Tout flacon d'échantillonnage doit être clairement identifié et être accompagné d'informations suffisantes concernant la nature de l'échantillon et les raisons pour lesquelles l'examen est demandé.

La teneur initiale en microorganismes contenus dans l'eau risque de subir des modifications après le prélèvement, c'est pour cela que toute analyse doit être effectuée le plus rapidement possible et transportés dans une enceinte réfrigérée (aux environ de 4°C) avec un délai maximum de 8 heures avant l'analyse.

1 - 2 - 3 - Méthodes analytiques utilisées

1 - 2 - 3 - 1 - Méthodes de détermination des caractéristiques physico-chimiques des effluents de la station d'épuration HBK

1. Le pH

La mesure est réalisée à l'aide d'un pH mètre de type GLP22 CRISON, muni d'une électrode préalablement étalonné avec des solutions tampon pH = 4 puis pH = 7. La méthode a consisté à plonger l'électrode dans l'échantillon contenu dans un bêcher, dans lequel un agitateur magnétique homogénéise l'échantillon. Après stabilisation de l'affichage sur le cadran du pH mètre, nous avons noté le pH.

2. Détermination de la Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau. La mesure est faite à l'aide d'un conductimètre de type TOLEDO. MC226.

La conductivité d'une solution est affectée par la température de la solution. Donc il est nécessaire de lier les mesures de conductivité à une température de référence : 25°C

3. La température

La température est déterminée en même temps que la conductivité électrique par le conductimètre.

4. L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation des matières polluantes qui se fait principalement en aérobiose. Nous avons effectué la mesure à l'aide d'un oxymètre de type Oxi 179-S

5. Les matières en suspension (M.E.S)

Pour la détermination des matières en suspension (M.E.S) nous avons utilisé la méthode par filtration sur disque filtrant de 0.45µm. Le filtre est séché à 105°C puis pesé après refroidissement. (Norme EN 872 : 1996).

Le taux des matières en suspension (MES), exprimé en milligramme par litre (mg/L) est donné par l'expression : $MES = (M_0 - M_1)1000/V$ (RODIER, 2005).

Où

V : Le volume en ml d'échantillon utilisé ;

M₀: La masse en mg du disque filtrant avant utilisation ;

M₁ : La masse en mg du disque filtrant après utilisation.

5. La turbidité

La turbidité est la mesure de l'aspect plus ou moins trouble de l'eau. Techniquement, la turbidité correspond à la propriété optique de l'eau permettant à une lumière incidente d'être déviée ou absorbée par des particules (US EPA, 1999; Santé Canada, 1995). La mesure a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000 (HACH).

6. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

L'effet principal d'un rejet de matières organiques biodégradables dans le milieu naturel est la consommation d'oxygène qui en résulte. La détermination de la DBO a donc pour but d'évaluer cette nuisance et d'en estimer les effets



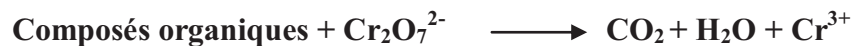
(BLIEFERT *et* PERRAUD, 2001).

La détermination de la DBO₅ consiste à mesurer la consommation d'oxygène par voie biologique à température constante de 20°C, pendant un temps limité, par convention à 5 jours et à l'obscurité à l'aide d'un système de mesure OxiTop. Ce système est plus pratique, rapide et donne des résultats représentatifs.

7. La demande chimique en oxygène (DCO) :

La valeur de la DCO est une indication importante, avec laquelle on peut caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques. Cette mesure correspond à une estimation des matières oxydables, présentes dans l'eau quelle que soit leur origine, organique ou minérale, biodégradable ou non.

La détermination de la DCO se fait essentiellement par oxydation avec le dichromate de potassium, K₂Cr₂O₇ dans une solution portée à ébullition, à reflux pendant 2 heures en présence d'ions Ag⁺ comme catalyseurs d'oxydation et d'ions Hg²⁺ permettant de complexer les ions chlorures (Norme NF T 90-10, équivalente ISO 6060). D'une manière simplifiée, on peut décrire ce phénomène par la réaction suivante:



(BLIEFERT *et* PERRAUD, 2001)

8. Les nitrates (NO₃⁻)

La méthode de la réduction au cadmium (méthode colorimétrique n° 355 HACH) a été appliquée pour la gamme 0 à 30.0 mg/l NO₃⁻-N à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Le cadmium réduit les nitrates en nitrites. L'ion nitrite réagit en milieu acide avec de l'acide sulfanilique pour former un sel intermédiaire de diazonium. Le sel réagit avec l'acide gentisique pour former une solution colorée ambre. L'absorbance est mesurée à 500nm.

9. Les nitrites (NO₂⁻)

Ils sont mesurés par la méthode colorimétrique n°371 HACH pour la gamme 0 à 0.3 mg/l NO₂⁻-N à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Le principe consiste

en la réaction des nitrites présents dans l'échantillon avec l'acide sulfanilique pour former un sel de diazonium qui réagit avec l'acide chromotrope. Ainsi il se forme un complexe coloré rose dont la coloration est proportionnelle à la quantité des nitrites présents. L'absorbance est mesurée à 507nm.

10. Le phosphore (PO_4^{3-})

Pour la détermination du phosphore réactif, le dosage a été réalisé selon la méthode colorimétrique n°490 HACH pour des teneurs comprises entre 0 et 2,5 mg /l, à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Les phosphores dans les usées se trouvent uniquement sous forme de phosphate. La seule forme de phosphate susceptible d'être déterminée directement est l'orthophosphate. L'orthophosphate réagit avec le molybdate en milieu acide pour produire un complexe phosphomolybdate. L'acide ascorbique réduit le complexe, donnant une coloration intense de bleu de molybdène. L'absorbance est mesurée à 890nm.

1 - 2 - 3 - 2 - Méthodes de détermination des caractéristiques microbiologiques des effluents de la station d'épuration HBK

Actuellement et malgré le développement des méthodes moléculaires, il n'est toujours pas possible de détecter de manière exhaustive, dans un échantillon d'eau, l'ensemble des microorganismes présents. Il est également impossible de baser la surveillance de la qualité de l'eau sur la détection des germes pathogènes eux-mêmes pour les raisons suivantes (**STRAUB et CHANDLER, 2003**):

- la très grande variété et diversité des micro-organismes pathogènes qui peuvent être présents dans l'eau (virus, bactéries, protozoaires,...),
- la faible abondance de chaque espèce de pathogène (nécessité de concentrer de très grands volumes d'eau pour les détecter),
- l'inexistence de méthodes standardisées et rapides pour la détection de tous ces micro-organismes pathogènes.

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux est par conséquent basée sur le concept de germes dits "indicateurs". Ces indicateurs (ou bactéries indicatrices de contamination) n'ont pas nécessairement par eux-mêmes un caractère pathogène, mais leur présence indique l'existence d'une contamination par des matières fécales et leur abondance

est une indication du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes. Un bon indicateur est par définition une espèce ou un groupe de bactéries qui présentent certaines caractéristiques. Celles-ci sont reprises dans le Tableau 3.

Tableau 3: Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale (ROSE *et al*, 2004).

Propriétés	Caractéristiques d'un indicateur
Pathogénicité	Non pathogène
Occurrence	Présent en même temps que les pathogènes, absent en absence de contamination fécale
Survie	Taus de survie similaire à celui des pathogènes
Reproduction	Ne se reproduit pas dans les eaux naturelles
Inactivation	Inactivé par les différents traitements au même niveau que les pathogènes
Source	La seule source dans les eaux naturelles est la contamination fécale
Coût	Méthodes de détection bon marché, rapide et facile à mettre en œuvre

Le principal objectif des études qualitatives et quantitatives sur la flore microbiologique des effluents urbains est de dénombrer les marqueurs de pollution fécale des eaux « les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques fécaux et les spores des bactéries sulfitoréductrices»

1. Recherche et dénombrement des coliformes en milieux liquide

Sous le terme de coliformes sont regroupées certaines espèces bactériennes appartenant à la famille des Enterobactériaceæ qui fermentent le lactose avec production du gaz en moins de 48 heures à 37°C.

L'organisation internationale de standardisation (ISO) a défini les coliformes comme suit : « bacille à Gram négatif, non sporogène, oxydase négatif, facultativement anaérobie, capable de croître en présence de sels biliaries, ou autre agent de surface possédant une activité inhibitrice de croissance similaire et capable de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures à des températures de 35 à 37°C ».

La recherche et dénombrement des coliformes totaux sont réalisés en milieu liquide BCPL par la technique du NPP (Nombre le Plus Probable) (Norme NFT 90-413, 1985)

2. Recherche et dénombrement des coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont appelés aussi les coliformes thermotolérants. Ce sont des coliformes qui fermentent le lactose mais à 44°C.

La recherche et dénombrement des coliformes fécaux sont réalisés en milieu liquide par la technique du NPP (Norme NFT 90-413, 1985)

3. Identification du genre *Escherichia coli*

Escherichia coli appartient à la famille des Enterobactériaceae qui se caractérise par la possession de deux enzymes, la β -galactosidase et la β -glucuronidase. Elle se développe à 44°C sur des milieux complexes et provoque la fermentation du lactose et du mannitol avec formation d'acide et de gaz et produit de l'indole à partir du tryptophane. Certaines souches peuvent se développer uniquement à 37°C. Son identification complète est très complexe, mais des épreuves ont été mises au point pour l'identifier rapidement avec un haut degré de certitude (OMS, 1994),

La recherche et dénombrement du genre *Escherichia coli* sont réalisés en milieu liquide par la technique du NPP (Norme NFT 90-413, 1985)

4. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

Le terme "streptocoques fécaux" désigne les streptocoques généralement présents dans les fèces de l'homme et des animaux. Ils se présentent sous forme de cocci, Gram⁺, formant des chaînettes, dépourvus de catalase mais possédant la substance antigénique caractéristique du groupe 'D' de Lancefield, c'est-à-dire

- *Streptococcus faecalis* ;
- *Streptococcus durans* ;
- *Streptococcus bovis* ;
- *Streptococcus equinus*. (OMS, 1994).

Deux types de techniques sont utilisés :

L'une, par utilisation de filtration sur membrane qui est ensuite déposée sur le milieu de Stanetz et Barthélemy en boîte de Petri, on étuve 4 heures à 37°C, puis 44 heures à 48°C. On dénombre les colonies de couleur rose ou rouge foncé, caractéristiques des streptocoques fécaux.

L'autre, par ensemencement initial de l'eau en milieu liquide (NPP) ; laquelle a été appliquée lors de notre pratique ; un bouillon de Rothe à l'azide de sodium à 37°C pendant 24 à 48h. En cas de culture positive (trouble) ; on poursuit en inoculant un bouillon de Litsky à l'azide de sodium et cristal violet, à 37°C pendant 24 à 48h. (Norme NF EN ISO 9308-3 1999).

5. Recherche et dénombrement des spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs

Les bactéries du genre *Clostridium* sont des bacilles à Gram positif, anaérobies strictes, mobiles sporulant, catalase négative.

La recherche et dénombrement des spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs, permettent de mettre en évidence un groupe de bactéries anaérobies, caractérisées par la résistance de leurs spores et par un équipement enzymatique réduisant plus au moins activement les sulfites en sulfures (FRANCK, 2002).

L'isolement de ces bactéries exige nécessairement :

- Un chauffage de l'échantillon d'eau, de durée bien définie (10min) et à une température strictement fixée (80°C), pour détruire les formes végétatives des bactéries ;
- Une revivification de ces spores, dans un milieu permettant également la mise en évidence de l'action sulfito-réductrice. Il s'agit d'une gélose viande foie épaisse, peu perméable à l'air après régénération, apte à la vie en anaérobiose, contenant du sulfite de sodium et d'alun de fer. L'incubation est effectuée à 37°C ±1°C pendant 24heures puis prolongée à 48heures.

La présence de Clostridiiums sulfito-réducteurs est relevée sous forme de colonies en halo noir, couleur du sulfure de fer résultant de la réduction des sulfites selon la réaction suivante :

$$\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}^+ + 6\text{e}^- \rightleftharpoons \text{S}^{2-} + 3\text{H}_2\text{O}. \quad (\text{NF T 90-145, 1985})$$

2 - Essai de filtration de l'eau épurée sur sable local

L'utilisation de filtres à sable pour traiter des eaux usées domestiques est connue depuis très longtemps. Elle était déjà pratiquée dans le Massachusetts (USA) vers la fin des années 1800. (BERNIER et al, 2001).

Dans cette deuxième partie nous allons tester la méthode de désinfection par filtration sur sable et voir son efficacité sur l'abattement des germes microbiens dans le but de minimiser l'utilisation accrue du chlore au moment de la désinfection, en effectuant les analyses suivantes :

- Les paramètres de pollution particulaire
 - Les matières en suspension ;
 - La turbidité ;
 - Le pH ;
 - La conductivité électrique.
- Les paramètres microbiologiques
 - La recherche des bactéries témoins de contamination fécale ;
 - La recherche des parasites. Par manque de moyens, cette étape n'a pas pu être réalisée.

2 - 1 - Technique d'échantillonnage du sable

2 - 1 - 1 - Le choix du site

La sélection et la préparation du sable et du gravier de filtration sont cruciales pour l'efficacité de traitement du filtre biosable. Bien qu'elles ne soient pas compliquées, les étapes de préparation du sable de filtration doivent être suivies à la lettre. De mauvaises sélections et préparations du sable de filtration pourraient conduire à de mauvaises performances.

Les échantillons de sable utilisés doivent répondre aux mêmes natures et paramètres granulométriques du filtre biosable (BSF), qui est une adaptation du filtre à sable lent traditionnel qui a été utilisé pour le traitement communautaire de l'eau pendant presque 200 ans (CAWST, 2010). Le filtre biosable est plus petit et le plus adapté pour une utilisation intermittente, et convient donc pour les ménages. Le corps du filtre peut être en béton ou en plastique et est rempli de couches de sable et gravier spécialement choisis et préparés, d'où notre choix du site d'échantillonnage qui répond à ces caractéristiques. Il s'agit du sable d'une carrière dans la région de Hassi Messaoud, derrière la raffinerie, sur la route menant vers le champ d'El Gassi.

2 - 1 - 2 - Prélèvement des échantillons

Les échantillons de sable sont prélevés arbitrairement au niveau de la carrière, livrés dans des sachets en grande quantité.

2 - 2 - Caractérisation du sable filtrant

2 - 2 - 1 - L'analyse granulométrique

L'analyse granulométrique permet de déterminer la grosseur et le pourcentage pondéraux respectifs de différentes familles de grains constituant les échantillons du sable (DESJARDINS, 2004).

On se reporte aux recommandations de la norme française NF X 11.507 pour effectuer les analyses granulométriques dans les meilleures conditions à savoir :

- Tamiser ce matériau successivement sur des tamis normalisés AFNOR n°X11.501 et noter la masse retenue sur chaque tamis ;
- Calculer, à partir de ces résultats, la masse de matériau qui a traversé chaque tamis (total du matériau retenu ou non sur tous les tamis de dimension inférieure à celle considérée) et l'exprimer en pourcentage de la masse de matériau utilisé pour l'analyse.
- Tracer la courbe représentant ces pourcentages en fonction des tailles de maille de chaque tamis.
- À partir de la courbe, nous pouvons déterminer les paramètres physiques suivants :
 - Diamètre effectif (D_E) : taille des mailles qui laissent passer 10% des particules de sable.
 - Coefficient d'uniformité (C_U) : rapport entre le diamètre qui laisse passer 60% des particules et celui qui en laisse passer 10%, soit : D_{60}/D_{10} (DEGREMONT, 1997).

Ces deux valeurs, à savoir le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité, sont ensuite comparées aux limites recommandées par le Centre for Affordable water and Sanitation Technology Canada (CAWST) pour le sable de filtration.

2 - 2 - 2 - La préparation du sable de filtration

La préparation du milieu filtrant nécessite plusieurs étapes :

2 - 2 - 2 - 1 - Le tamisage

Le sable de filtration a été tamisé en le faisant passer à travers une série de tamis comme suit :

1. Tamiser le sable à travers un tamis de 12 mm. Ne pas garder le refus car ce sable est trop gros.
2. Faire passer le tamisat à travers un tamis de 6 mm. Entreposer le matériel retenu sur le tamis de 6mm, car il constitue la couche de gravier de drainage.
3. Tamiser le sable qui passe à travers le tamis de 6 mm à l'aide d'un tamis de 0,7 mm. Entreposer le refus du tamis 0,7 mm, car il constitue la couche de gravier de séparation.
4. Stocker le tamisat, il constitue le sable filtrant

2 - 2 - 2 - 2 - Le lavage

Après le tamisage, les fractions du gravier et sable ont été lavées avec de l'eau distillée afin d'éliminer toutes les impuretés, puis séchées à l'étuve à une température de 120°C pendant 12h (DESJARDINS, 2004).

2 - 2 - 3 - Le dispositif de filtration

Le pilote expérimental est décrit dans WANKO *et al*, (2005). Il est constitué de trois colonnes de sable, alimentée de façon manuelle jusqu'à remplir le réservoir. Chaque colonne est constituée d'un tube de PVC d'une hauteur de 100 cm. Le diamètre intérieur est de 14 cm, soit une surface ménagée d'environ 154 cm² (figure 10).



Figure 10 : coupe du filtre à sable utilisé.

La phase de filtration se fait à partir de l'effluent issu du décanteur, provenant de la station d'épuration de Haoud Berkaoui. L'eau est versée dans le réservoir de façon intermittente. Elle passe lentement à travers le diffuseur et s'infiltré en traversant les couches biologiques, de sable et de graviers. L'eau filtrée s'écoule naturellement vers le tuyau d'évacuation (photo 9).

Sur une période de 136h, des mesures de pH, de CE, de turbidité, et les MES, ainsi que les concentrations en coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et les clostridiums sulfito-réducteurs étaient prises systématiquement chaque 8h sur l'eau brute et l'eau filtrée. Les prélèvements des échantillons d'eau ont été effectués dans des flacons en verre, d'une capacité de 250 ml, préalablement stérilisés.

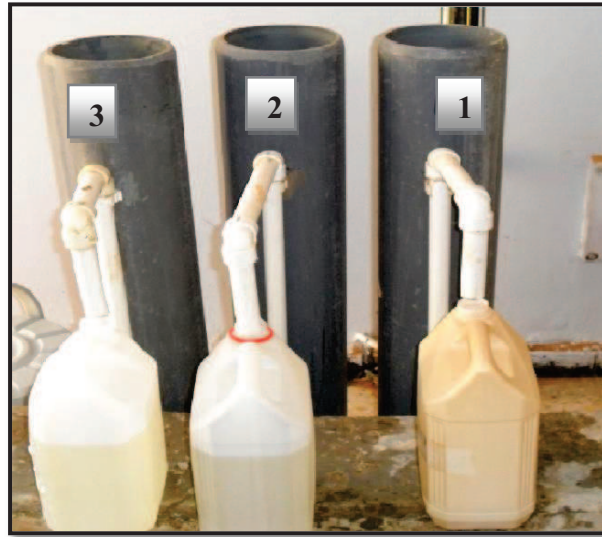


Photo 9: Dispositif expérimental de la filtration sur sable

CHAPITRE III

RESULTATS ET DISCUSSION

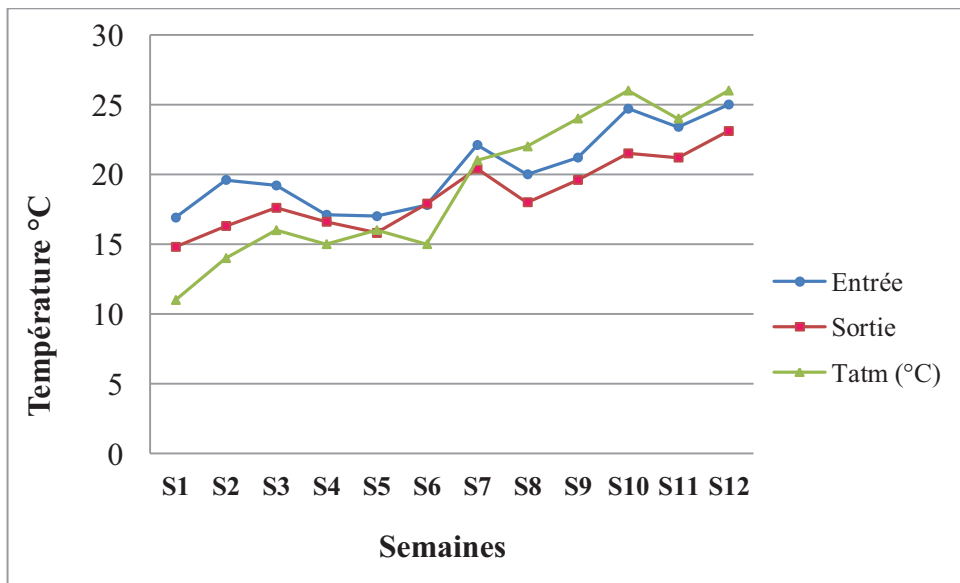


Figure 11 : Variations hebdomadaires de la température de la STEP- HBK

III - Résultats et discussions

I - Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux traitées

Les résultats sont présentés de telle façon qu'ils soient facilement exploitables pour déterminer la pollution résiduelle de la station d'épuration par boues activées de la direction régionale de Haoud Berkaoui.

I - 1 - Analyses physico-chimiques des rejets

L'évolution hebdomadaire de quelques paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 3 (Annexe 1).

I - 1 - 1 - La température

D'après les résultats obtenus (figure 11), les valeurs de la température des différents échantillons sont très proches. Elles se situent dans un intervalle qui va du minimum de 16.9°C au maximum de 25°C à l'entrée et entre 14.8°C et 23.1°C pour les eaux épurées, , avec une moyenne de 18.56°C durant la période d'étude, elle sont voisines des température ambiantes, les températures de l'effluent traité restent toujours inférieures à celles enregistrées au niveau des eaux brutes, le système renfermé des canalisations favorables au développement des organismes anaérobies, qui par leur activités fermentescible induisent un dégagement d'énergie. Ces valeurs sont en fonction de l'heure de prélèvement et des conditions météorologiques. L'élévation de la température au cours du temps est influencée par la température atmosphérique. Elle s'accompagne d'une modification de la densité qui décroît lorsque la température croît, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (l'évaporation) et d'une diminution de la solubilité du gaz (O₂). Certains de ces effets peuvent avoir une action bénéfique, c'est ainsi que l'augmentation de la température favorise l'auto-épuration et accroît la vitesse de sédimentation, ce qui présente un intérêt dans les stations d'épuration. Par ailleurs, les réactions chimiques et biochimiques s'accélèrent. L'effet catalytique des enzymes est en fonction de la température et passe par un maximum situé entre 33°C et 35°C. Toutes ces réactions consomment de l'oxygène ; si leur fréquence augmente la teneur en oxygène dissous diminue, et il peut alors apparaître de l'hydrogène sulfuré, du méthane des chaînes partiellement oxydées, avec comme conséquence des odeurs désagréables ainsi que l'accroissement du développement des algues (**RODIER. J., 1996**). La règlementation est très diversifiée à travers le monde, en Algérie, les normes de rejets.

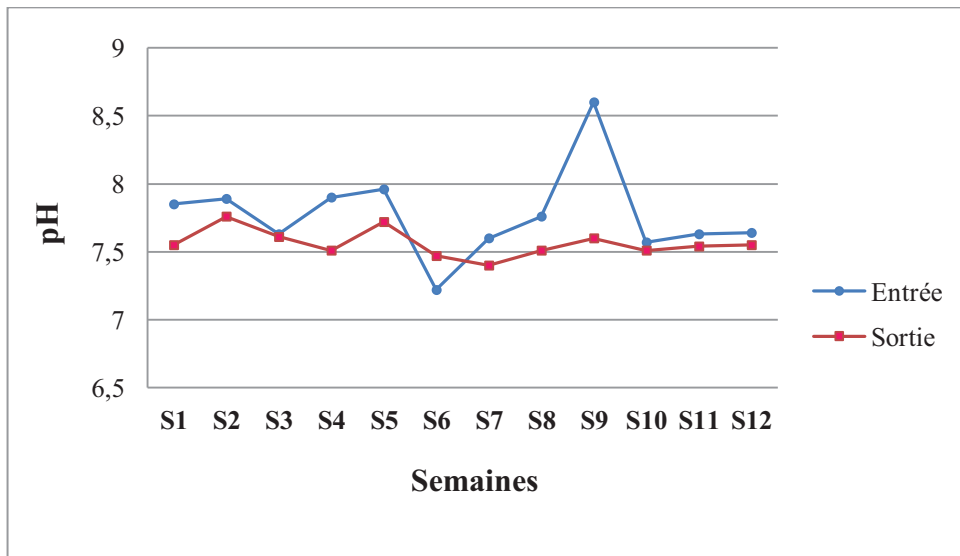


Figure 12 : Variations hebdomadaires du pH des eaux de la STEP- HBK

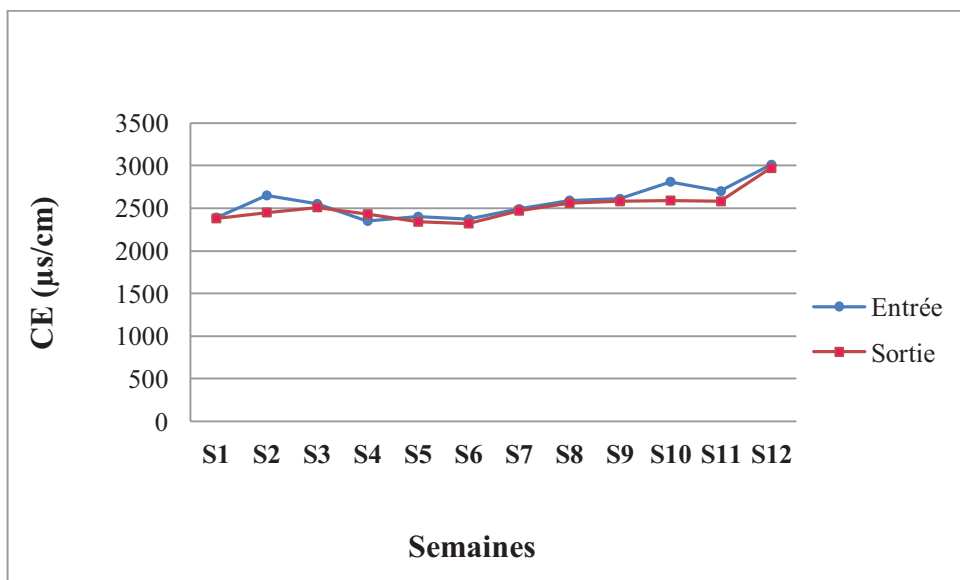


Figure 13 : Variations hebdomadaires de la CE des eaux de la STEP- HBK

des eaux usées admises dans la nature sont de l'ordre de 30°C, les valeurs de la température pour les différents échantillons sont inférieures aux normes (**JORA.1993**) (Annexe 2).

I - 1 - 2 - Le pH

Une eau usée urbaine possède un pouvoir tampon élevé. Les valeurs de pH des eaux usées avant traitement sont comprises entre 7.22 et 8 avec une moyenne de 7,77 qui est une caractéristique des eaux résiduaires, dont le pH est souvent de l'ordre de 7.5 à 8, le plus favorable à l'action bactérienne, pour les processus d'épuration aérobie et anaérobie. (**FRANCK, 2002**). D'après **SEVRIN REYSSAC et al (1995)**, le pH alcalin et la température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des microorganismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

En ce qui concerne les eaux traitées, le pH est toujours inférieur à celui enregistré à l'entrée. Les valeurs gravitent autour de la neutralité avec une tendance vers l'alcalinité, elles varient entre 7.4 et 7.76 avec une moyenne de 7,56 (figure 12), respectant la norme de rejet délimitée entre 6,5 et 8,5 (**JORA, 1993**) (Annexe 2). Cette valeur coïncide, d'après **GAUJOUS, (1995)**, avec le pH normal de l'eau de mer et des eaux douces en zones calmes.

Le pH des eaux à l'entrée est souvent supérieur à celui enregistré à la sortie, ainsi nous avons enregistré un pic d'une valeur de 8.6, ceci est en fonction de la qualité de l'eau usée qui rentre à la STEP, qui a subi une modification due à une opération de désinsectisation au niveau du complexe restaurant.

I - 1 - 3 - Conductivité électrique

Les valeurs de la conductivité électrique, se situent dans un intervalle de 2350 à 3010 $\mu\text{s/cm}$ (figure 13) à l'entrée et de 2320 à 2970 $\mu\text{s/cm}$, enregistrées à la sortie. Ces valeurs sont en fonction de la minéralisation naturelle de l'eau potable et celle à usage domestique, utilisées au niveau de la Direction Régionale HBK qui possèdent respectivement une conductivité de 1006 $\mu\text{s/cm}$ et 2660 $\mu\text{s/cm}$.

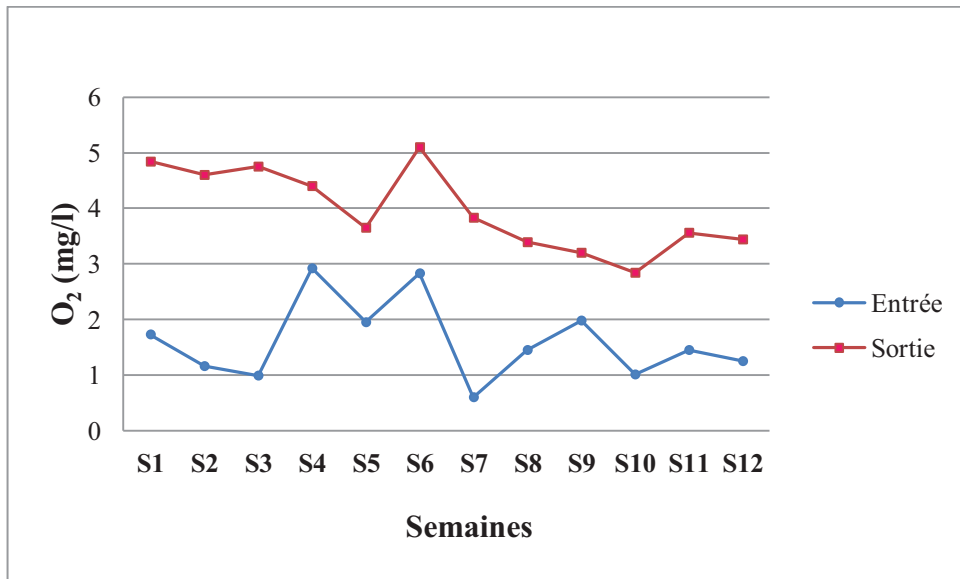


Figure 14 : Variations hebdomadaires de l'O₂ dissous des eaux de la STEP- HBK.

La variation de ce paramètre pour une même agglomération, et sa comparaison avec la conductivité de l'eau distribuée, permettent de conclure sur une variation de charge polluante. Pour une même eau distribuée, tout rejet polluant s'accompagne d'un accroissement de la conductivité. Il faut noter également que les traitements physiques ou biologiques n'ont qu'une faible incidence sur ce paramètre et que sa valeur varie peu entre l'eau brute et l'eau traitée. (FRANCK, 2002).

I - 1 - 4 - L'oxygène dissous

Pour l'oxygène dissous les valeurs obtenues montrent une fluctuation allant de 0.6 mg/l à 1.98 mg/l pour les eaux brutes et de 3.2 mg/l à 5.1mg/l pour les eaux traitées avec une moyenne de 3,97 mg/l (figure 14). D'après le graphe les teneurs en O₂ dissous enregistrées à la sortie sont nettement supérieures à celles de l'entrée, ce ci est du à bonne aération des eaux au niveau du bassin d'aération, nécessaire pour le développement des microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées. Le faible taux d'O₂ dissous enregistré à l'entrée, caractérisant une arrivée d'eau usée riche en matières organiques et inorganiques dissoutes ainsi que la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface due à la présence des graisses, des détergents...etc.).(HAZOURLI *et al*, 2007).

Au cours de notre expérimentation, la teneur en oxygène dissous au niveau des eaux traitées a tendance à diminuer. Ceci est lié à la solubilité de l'O₂, qui est fonction de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. Les variations de la teneur en oxygène pouvant être fonction de la présence d'algues, de matières organiques oxydables, d'organismes et de germes aérobies (RODIER *et al*. 2005). Quand la température s'élève, la teneur en oxygène diminue en raison de sa plus faible solubilité, mais aussi à cause de la consommation accrue par les êtres vivants (protozoaires, métazoaires, algues,...) et les bactéries qui se multiplient (MEINCK *et al*, 1977).

+

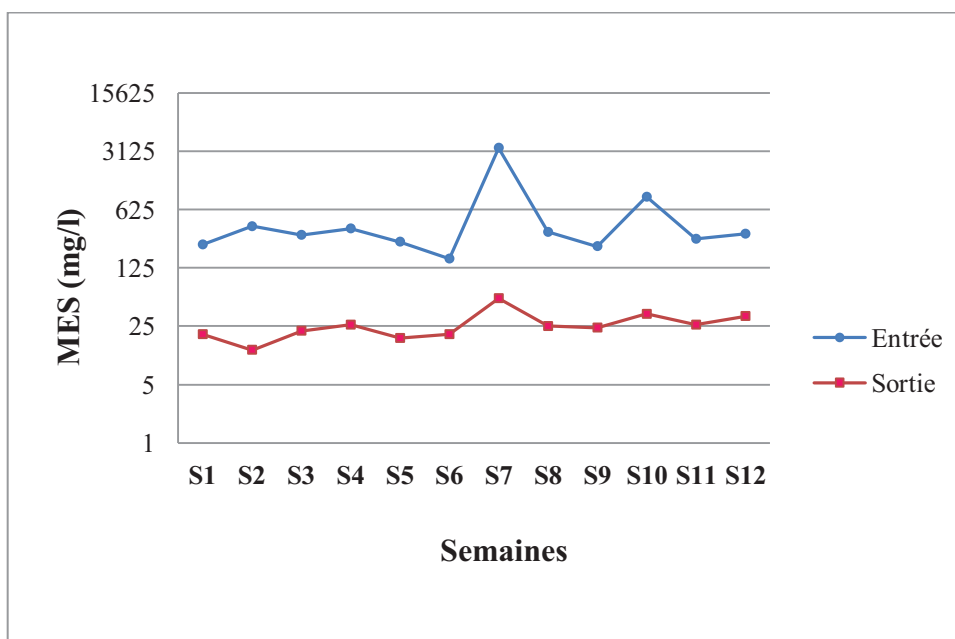


Figure 15 : Variations hebdomadaires des MES des eaux de la STEP- HBK

I - 2 - Paramètres de pollution particulaire

L'évolution hebdomadaire des MES et de la turbidité de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 4 (Annexe 1).

I - 2 - 1 - Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont, en majeure partie, de nature biodégradable (FAO, 2003). Les valeurs enregistrées au cours de notre étude révèlent une réduction importante des MES entre les eaux brutes et traitées. Elles se situent entre 161 mg/l et 3430 mg/l avec une moyenne de 600,58 mg/l (figure 15) pour les eaux brutes, ces valeurs sont en fonction de la nature du rejet. Les remontées brusques de la concentration en MES observées qui sont respectivement de 3430 mg/l et 887 mg/l aux mois de mars et avril sont probablement liées à un arrivage d'eau chargée en matière minérale à savoir le sable, limon, argile...etc. Cela est dû au fait que ces prélèvements coïncidaient avec des tempêtes de sable. En ce qui concerne les eaux épurées, le taux des MES varie entre 13 mg/l et 54 mg/l, ces faibles valeurs sont dues à la décantation des matières décantables, avec une moyenne de 26.33 mg/l. Cette valeur reste inférieure à la norme de rejet de l'OMS (30 mg/l) et à celle du journal officiel algérien limitée à 40 mg/l (JORA.1993) (Annexe 2).

Selon RODIER (2005), les matières interviennent dans la composition de l'eau par leurs effets d'échanges d'ions ou d'adsorption, aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de traces que sur les micro-organismes. Les argiles et les particules organiques ont une large surface d'adsorption qui constituent un support idéal pour les ions, les molécules diverses et les agents biologiques.

La présence de matière en suspension dans les eaux usées ne constitue pas, sauf cas très particulier, un obstacle à la réutilisation de ces eaux. Bien au contraire, elle contribue à la fertilité des sols. Cependant, l'expérience montre que le maintien d'une concentration importante en matière en suspension dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes (FAO, 2003). Enfin, une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que l'obturation des systèmes d'irrigation (BELAID, 2010).

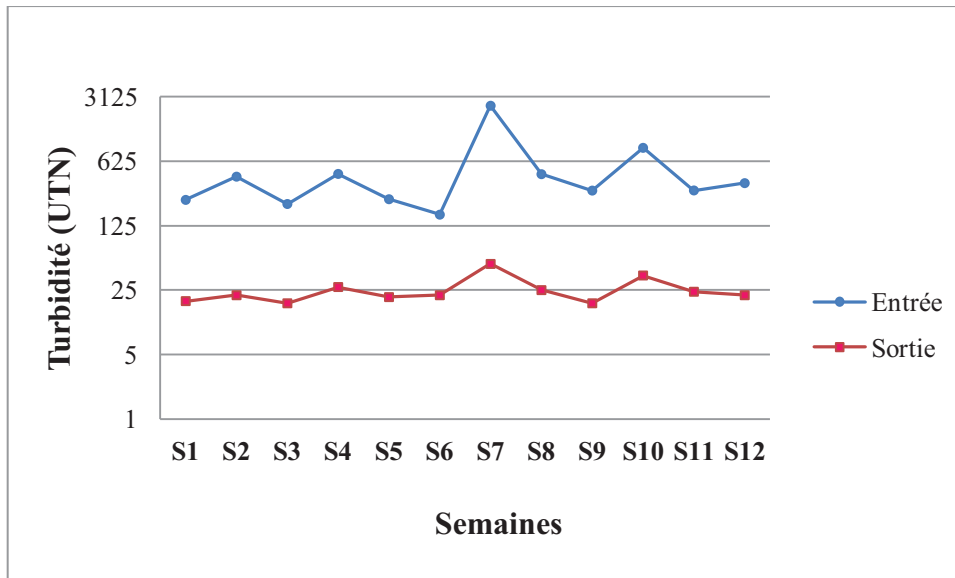


Figure 16 : Variations hebdomadaires de la turbidité des eaux de la STEP- HBK

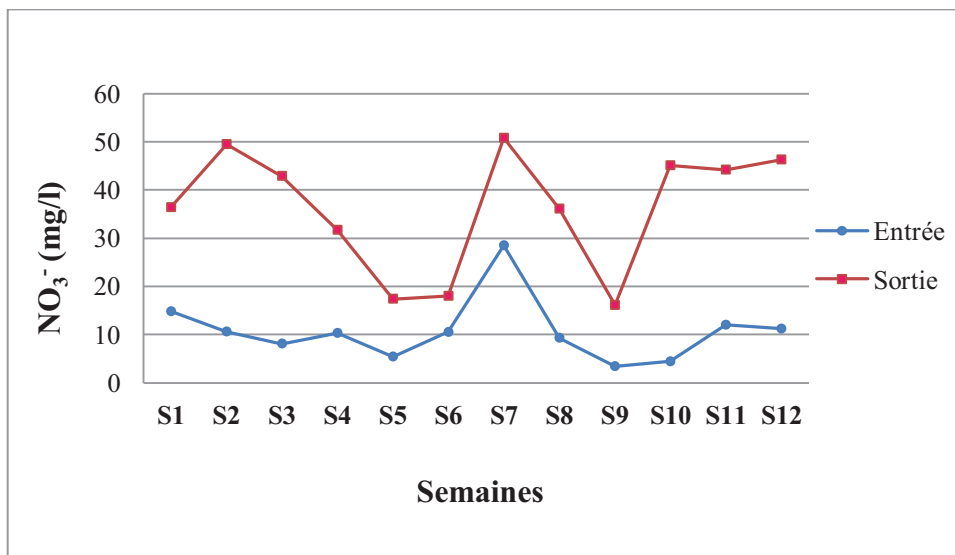


Figure 17 : Variations hebdomadaires des teneurs en nitrates des eaux de la STEP-HBK.

I - 2 - 2 - La turbidité

Les valeurs de la turbidité enregistrées dans les eaux usées avant traitement, varient de 164 UTN à 453 UTN. Deux pics ont été enregistrés au cours de notre suivi, qui sont respectivement 2480 UTN et 868 UTN (figure 16), ces valeurs sont fonction de la nature de l'eau à traiter. Concernant les eaux épurées, on remarque une nette réduction de ce paramètre dont les valeurs se situent dans un intervalle qui va du minimum 18 UTN au maximum 48 UTN, avec une moyenne de 25.16 UTN. Ces valeurs restent toujours inférieures aux normes algériennes de rejet (50 UTN) (JORA.1993).

Une étude sur la qualité de l'eau potable dans le Grand Vancouver réalisée par ARAMINI *et al* (2000), établit une relation entre la turbidité de l'eau et les troubles gastro-intestinaux. La turbidité, indicateur de présence de matières particulaires, renseigne donc indirectement sur la présence de microorganismes : plus la teneur en particules de l'eau est élevée, plus il est probable de trouver des microorganismes (Santé Canada, 1995).

I - 3 - Paramètres de pollution

I - 3 - 1 - Les matières azotées

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : azote organique (Norg), azote ammoniacal (ammoniac NH_3 , ion ammonium NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) (KOLLER, 2004). L'évolution hebdomadaire des NO_3^- et NO_2^- de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 5 (Annexe 1).

I - 3 - 1 - 1 - Les nitrates

Les valeurs des nitrates obtenues après analyses, varient entre 3.4 mg/l et 28.5 mg/l à l'entrée et de 16.1mg/l à 50.8 mg/l au rejet, avec une valeur moyenne de 36.20 mg/l. on constate que les taux de nitrates ont augmenté considérablement au niveau des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (figure 17).

Les faibles teneurs en nitrates au niveau des eaux brutes sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans les eaux résiduaires domestiques a essentiellement une origine humaine. On estime environ 13g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine (CHOCAT ; 1997). C'est donc sous les formes organiques et ammoniacales que l'azote est présent dans les eaux usées que devront

traiter les stations d'épuration. Ainsi, le transfert dans l'égout, véritable réacteur biologique, entraîne la réduction de ces nitrates, essentiellement en azote gazeux (CHOUBERT, 2002).

L'élimination biologique de l'azote s'organise selon deux phases successives que sont la nitrification et la dénitrification, antagonistes du point de vue de l'oxygène (figure 18).

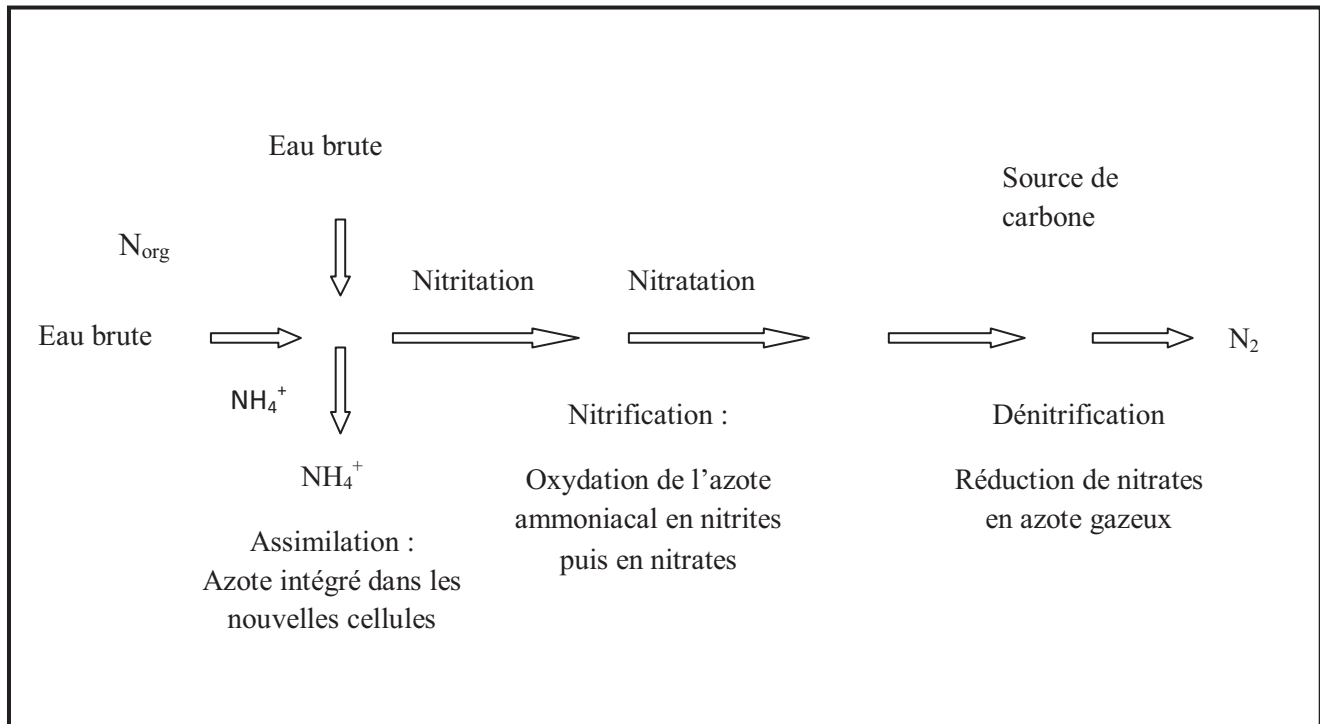


Figure 18 : Les différentes étapes de l'élimination de l'azote (CHACHUAT *et al*, 2007).

La présence des microorganismes autotrophes vis-à-vis de l'azote, dégradent les protéines en azote ammoniacal. Les bactéries autotrophes telles que *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, transforment l'azote ammoniacal (NH_4^+) en présence d'oxygène pour produire des nitrites (NO_2^-) puis des nitrates (NO_3^-) ; ces deux étapes mettent en œuvre l'oxydation de ces différents substrats par des bactéries aérobies qui en tirent l'énergie nécessaire à leur chimiosynthèse (figure 19).

En environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes anaérobies métabolisent les nitrates, à la place de l'oxygène, en oxyde d'azote en de l'azote gazeux (N_2) (FAURIE *et al*, 2005). Ces deux processus peuvent néanmoins coexister dans un même bassin à boues activées si l'on prend le soin d'alterner des phases d'aération et d'anoxie.

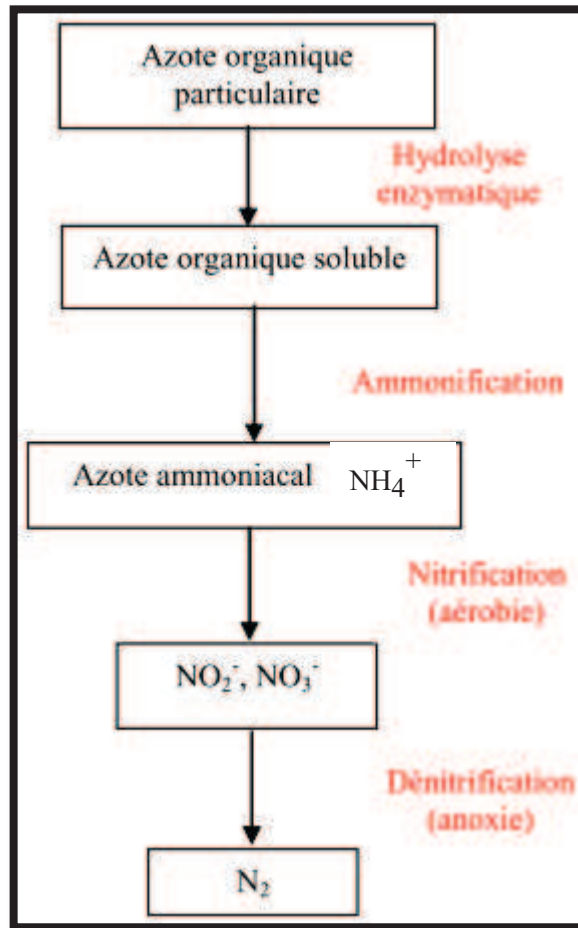


Figure 19 : Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques (BASSOMPIERRE, 2007).

La capacité d'aération est en effet souvent suffisante pour assurer une nitrification poussée. Le plus souvent, au niveau des petites stations d'épuration, les aérateurs étant généralement surdimensionnés par rapport à la charge polluante reçue (CHACHUAT *et al*, 2007), ce qui explique le taux élevé des nitrates dans l'effluent traité. Les eaux épurées sont très chargées en nitrates mais en moyenne restent inférieures aux normes internationales des eaux destinées à l'irrigation selon l'OMS (1989) (<50mg/l)

I - 3 - 1 - 2 - Les nitrites

D'après les résultats obtenus, au cours de la campagne d'étude, on remarque que la teneur en nitrites des eaux, à savoir brutes et traitées est très faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0.003 mg/l et 0.236 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Les valeurs signalées après traitement varient de 0.006 mg/l à 0.295 mg/l

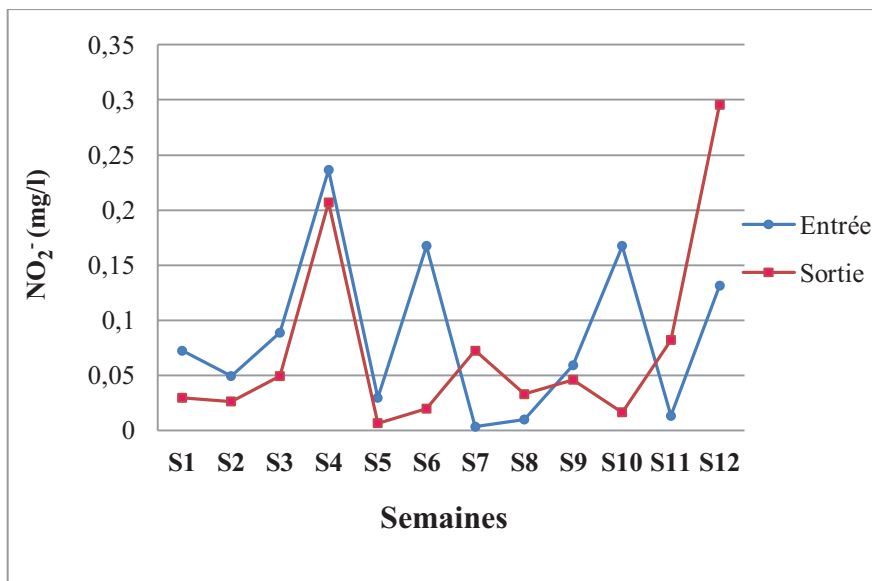


Figure 20: Variations hebdomadaires des teneurs en nitrites des eaux de la STEP- HBK

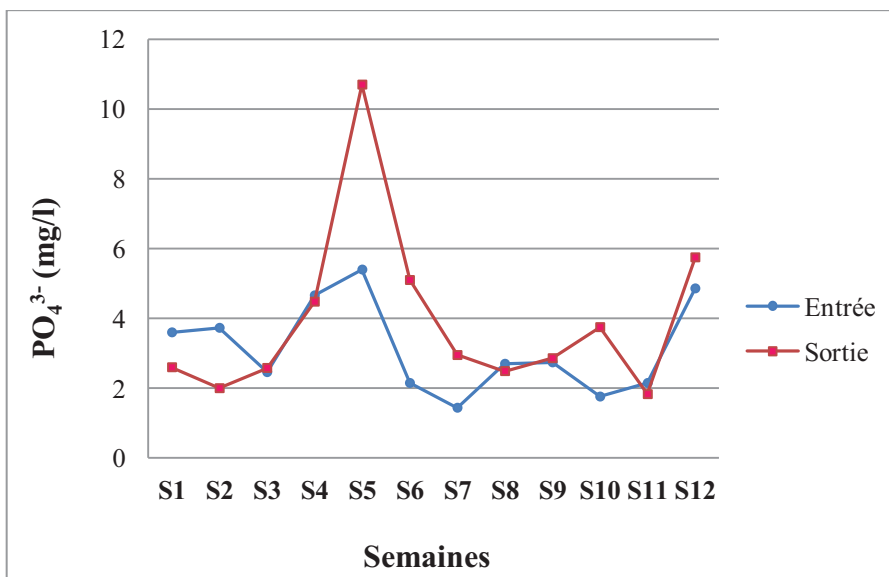


Figure 21: Variations hebdomadaires des teneurs en phosphore des eaux de la STEP- HBK

(figure 20). Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque où la nitrification n'était pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante à des températures élevées, cette dernière joue un rôle important pour le fonctionnement du système de traitement (**CHOUBERT, 2002**). Une valeur de 0,295 mg/l a été enregistrée pour le dernier prélèvement (figure 20) ceci est probablement liée à la température relativement élevée (23.1°C) au mois d'avril. Les travaux de **SANZ et al, (1996)** montrent qu'il existe des changements de l'activité de la biomasse autotrophe nitrifiante sous l'effet des variations de la température, ce qui influence le taux de nitrification. Ainsi, une eau refermant des nitrites est à considérer comme suspecte car ces substances sont souvent associées à une détérioration de la qualité microbiologique (**RODIER, 1996**). Cependant, la moyenne de la concentration des nitrites au cours du suivi (0,073 mg/l) est inférieure aux normes internationales des eaux destinée à l'irrigation selon l'**OMS (1989)** (<1mg/l) (Annexe 2).

I - 3 - 2 - Pollution phosphorée

Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué : de phosphore inorganique (essentiellement des polyphosphates) et des orthophosphates dont une part provient de l'hydrolyse des polyphosphates, de phosphore organique : phospholipides, esters, polynucléotides, ATP, ADP, (**DERONZIER et CHOUBERT, 2004**). L'évolution hebdomadaire des PO_4^{3-} de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 6 (Annexe 1).

D'après les résultats obtenus, les valeurs des orthophosphates (PO_4^{3-}) varient du minimum de 1.44 mg/l au maximum de 5.4 mg/l au niveau des eaux brutes concernant les eaux épurées, les concentrations oscillent entre 2.1 mg/l à 10.7 mg/l (figure 21). La teneur moyenne en orthophosphates des eaux traitées (4.16 mg/l) semble supérieure à celle enregistrée dans les eaux brutes (3.14 mg/l) cela est due à l'activité des microorganismes qui participent à la transformation du phosphore organique en polyphosphates et orthophosphates. Ces valeurs sont élevées et dépassent les normes algériennes et internationales des rejets (<2 mg/l) et celle des eaux d'irrigation (<0.94 mg/l) selon l'**OMS (1989)** (Annexe 2).

L'origine du phosphore dans les eaux usées domestiques est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation (**VILLEBRUN, 1989**). Il provient du métabolisme humain ; un homme excrète entre 1 et 2 grammes de phosphore

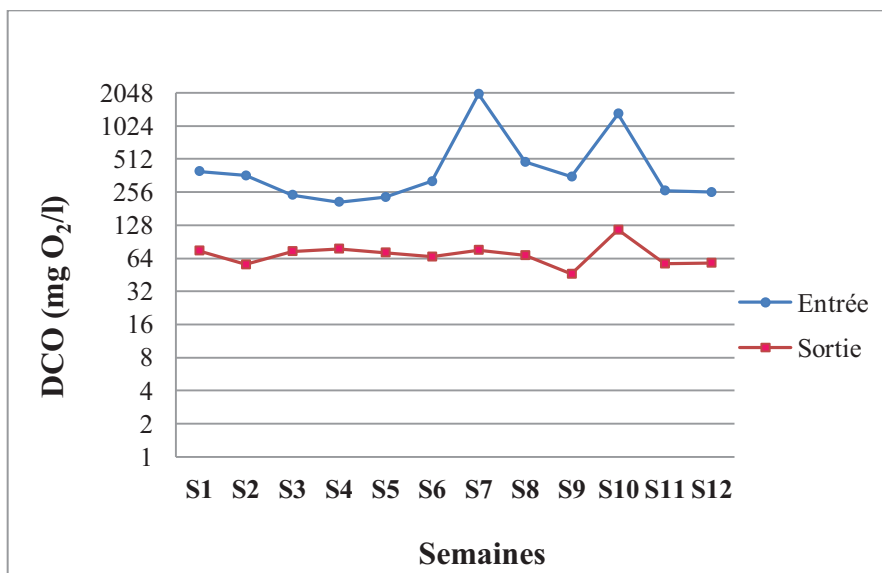


Figure 22: Variations hebdomadaires de la DCO des eaux de la STEP- HBK

par jour ce qui représente 30 à 50% du phosphore total. (**DERNAT et al, 1994**) ; et les rejets de détergents qui sont à l'origine de 50 à 70% du phosphore. Ces détergents et en particulier, les lessives, utilisent des polyphosphates pour lutter contre la dureté de l'eau, faciliter l'émulsion des graisses et maintenir la salissure en suspension. Les polyphosphates sont ensuite rejetés au cours du rinçage et ont tendance à s'hydrolyser en phosphates dans les eaux usées (**FRANCK, 2002**).

Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire, ATP et ARN). La part de phosphore éliminée, simplement par cette voie, représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader (**DERONZIER et CHOUBERT, 2004**).

De ce fait, les phosphates échappent en majeure partie (80%) au traitement des stations d'épuration biologique classique (boues activées). Ainsi ils se retrouvent dans les rejets essentiellement sous forme d'ortho phosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4 , HPO_4^{2-}). 90% de ces rejets peuvent être importants et accompagnés par une source d'azote comme les nitrates. (**RODIER et al, 2005**)

I - 4 - Les paramètres de pollution organique (DCO, DBO₅)

L'évolution hebdomadaire de la DCO et la DBO₅ de l'eau brute et traitée est portée dans le tableau 6 (Annexe 1).

1 - 4 - 1 - La demande chimique en oxygène (DCO)

Dans le domaine des eaux usées, pour déterminer la pollution d'une eau, on utilise très souvent des paramètres globaux, qui décrivent la somme des pollutions provoquées par des polluants appartenant à un groupe déterminé de composés.

L'un de ces paramètres est la demande chimique en oxygène DCO, qui est une indication sur les quantités de substances organiques chimiquement oxydables, présentes dans l'eau (**BLIEFERT et PERRAUD, 2001**).

On remarque que les valeurs de la DCO de l'eau brute est variable selon les semaines, elles oscillent entre 165 mg O₂/l et 2 000 mg O₂/l avec une moyenne de 527,83 mg O₂/l. Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la DCO sont largement inférieure à celle de l'eau brute pour moyenne de 78.66 mg O₂/l, elles varient entre 46 mg O₂/l et 176 mgO₂/l (figure 22).

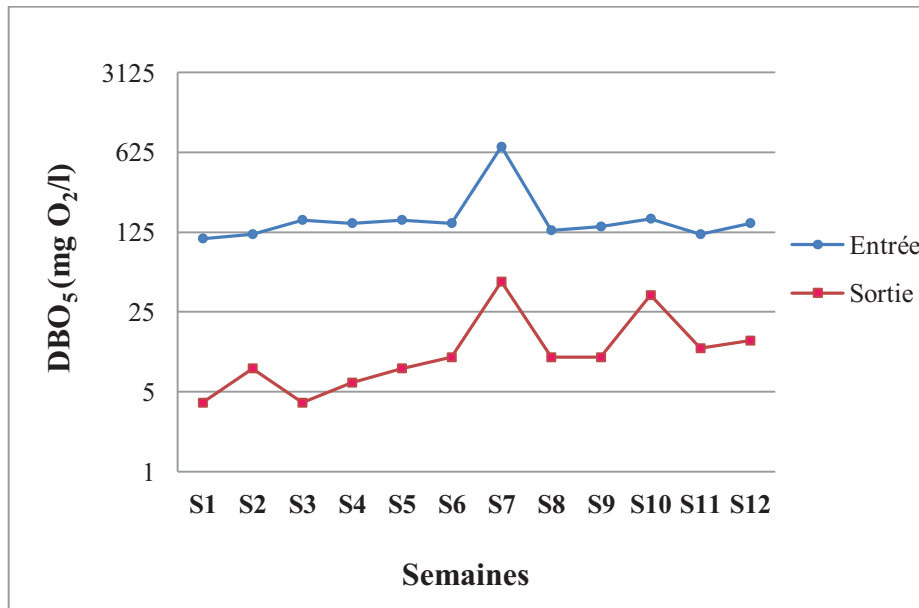


Figure 23 : Variations hebdomadaires DBO₅ des eaux de la STEP- HBK

Durant les mois de mars et avril, des concentrations anormalement élevées sont obtenues en sortie de la filière de traitement pour ce paramètre pouvant atteindre respectivement 176 et 116 mg O₂/l. Ces valeurs sont supérieures à celles habituellement rejetées de l'installation, se situant plutôt à 57-78 mg O₂/l. Ces concentrations s'expliquent par des relargages de boues plus importants qu'à l'ordinaire se produisant à cette période et provenant du décanteur secondaire au moment du nettoyage suite à des tempêtes de sable.

Par ailleurs, une DCO moyenne de 78.67 mg O₂/l, obtenue à la sortie, obéit aux normes algériennes de rejet (120 mg O₂/l), celle du journal officiel de la communauté européenne (125 mg O₂/l) ainsi qu'aux normes de l'OMS (<90 mg O₂/l) mais supérieure à celles des eaux destinées à l'irrigations (<40 mg O₂/l) (Annexe 2).

En outre, l'abattement de l'ordre de 78,54 % de la DCO obtenu par la STEP satisfait les normes européennes d'abattement de ces paramètres (75 %) (**GOULA et al ; 2007**).

1 - 4 - 1 - La demande biologique en oxygène (DBO₅)

Les variations de la teneur en DBO₅, au cours de notre suivi, le long de la filière de traitement sont représentées par la figure 23.

La valeur moyenne de la charge polluante reçue par la station varie entre 110 mgO₂/l et 700 mg O₂/l en fonction des semaines, Les variations des concentrations en DBO₅ de l'eau brute s'expliquent par la nature des eaux résiduaires de la direction régionale HBK. Cependant, on constate que le maximum de pollution organique biodégradable est éliminé par la station, les effluents traités s'appauvrissent, ils montrent des teneurs en DBO₅ entre 4 mg O₂/l et 46 mg O₂/l, ce qui correspond à un taux d'abattement moyen de 92.45%, Cette performance de la station est liée à une optimisation des réglages d'exploitation.

Ainsi, l'augmentation des concentrations de la DBO₅ de l'eau brute et traitée de (46 - 35) et (700-164) respectivement est en relation avec la charge en matières organiques biodégradable, d'après **BLIEFERT et PERRAUD (2009)**, elle est associée au maximum du développement de l'abondance bactérienne et une diminution de la teneur en oxygène suite à la consommation de ce dernier par les microorganismes.

D'après **HARMSSEN, (1987)** Les teneurs en matière organique exprimée par la DCO et la DBO₅ contenues dans les eaux usées sont dominées par les acides gras volatiles. Au vu des résultats obtenus, c'est en période où les températures sont élevées que le flux des

matières organiques biodégradables sortant de la filière de traitement commence à avoir des valeurs élevées par rapport à celle enregistrées au début de notre suivi. Cette augmentation est associée au maximum de développement de l'abondance bactérienne et une diminution des teneurs en oxygène dissous succède à la consommation de ce dernier par les microorganismes. Cependant la température des eaux joue un rôle prépondérant, dont l'élévation stimulerait les activités enzymatiques bactériennes.

Avec une moyenne de 13.95 mg O₂/l, la qualité de l'eau en DBO₅ est inférieure aux normes algériennes de rejet (40 mg O₂/l), et celles du journal officiel de la communauté européenne (30 mg O₂/l) ainsi qu'aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations (<30 mg O₂/l) (Annexe 2).

Le rapport entre la DCO et la DBO₅ permet de caractériser la nature de l'effluent en entrée de la STEP, il est en moyenne de 2.77 < 3, ce qui confirme que les eaux usées traitées au niveau de la STEP-HBK sont d'origine domestique (**RODIER, 2005**). Selon **BLIEFERT et PERRAUD, (2009)** les valeurs de la DCO et la DBO₅ de l'eau traitée sont typique des eaux communales après épuration biologique.

I - 5 - Pollution bactérienne

La nature de la population microbienne est très variée dans les eaux usées (**RODIER, 2005**). Les bactéries sont couramment recherchées dans l'eau, principalement comme témoins de contamination fécale (**GAUJOUS, 1995**).

L'OMS (1989) a choisi plusieurs témoins répondant à certaines exigences ; il s'agit des coliformes, des streptocoques fécaux du groupe D de LANCFIELD (1933), et parfois les *Clostridium perfringens*. La raison de ce choix réside dans le fait que la numération de ces bactéries est beaucoup plus simple et rapide (entre 24 et 48h), que celle des germes pathogènes nécessitant; généralement plusieurs jours d'identification sérologique (**GAUTHIER et PIETRI, 1998**). Les résultats des analyses bactériologiques sont représentés dans le tableau 7.

Tableau 7 : Evolution hebdomadaire de la pollution bactérienne de l’effluent traité

Semaines des prélèvements		Coliformes totaux (germes/100ml)	Coliformes fécaux (germes/100ml)	E-coli (germes/100ml)	Streptocoques fécaux (germes/100ml)	Clostridium sulfitoréducteurs (germes/20ml)
S1	06/02/2011	2,40E+03	1,10E+03	1,50E+03	2,10E+02	25
S2	13/02/2011	1,10E+04	1,10E+04	1,10E+03	4,60E+02	20
S3	20/02/2011	4,60E+03	1,50E+03	2,40E+03	3,90E+02	45
S4	27/02/2011	2,40E+04	1,10E+04	1,10E+03	1,10E+03	22
S5	06/03/2011	2,40E+03	9,30E+03	4,60E+02	1,50E+02	15
S6	13/03/2011	1,10E+04	4,60E+04	1,10E+03	7,50E+02	30
S7	22/03/2011	4,60E+06	1,10E+04	1,10E+04	1,10E+03	170
S8	27/03/2011	2,10E+06	2,10E+05	2,10E+05	2,80E+04	250
S9	03/04/2011	4,60E+06	2,10E+06	2,80E+05	4,60E+04	350
S10	10/04/2011	4,60E+06	2,40E+06	9,30E+05	2,10E+04	200
S11	17/04/1011	4,60E+06	2,80E+06	4,60E+05	1,10E+04	280
S12	24/04/2011	4,60E+06	4,60E+06	2,80E+05	1,10E+05	300
Moyenne		2,10E+06	1,18E+06	1,82E+05	1,83E+04	72.12

Les eaux traitées (sortie de la STEP) de Haoud Berkaoui, restent riches en bactéries fécales (coliformes et streptocoques). On dénombre durant la période d’étude allant du mois de février jusqu’au mois d’avril, une moyenne de $2.1 \cdot 10^6$ CT/100 ml, $1.18 \cdot 10^6$ CF/100 ml et $1.8 \cdot 10^4$ SF/ 100 ml.

D’une manière générale, dans les eaux traitées à la sortie de la STEP-HBK, les abondances en CT et CF cultivables varient de $11 \cdot 10^2$ à $46 \cdot 10^7/100$ ml. La plupart de ces valeurs sont élevées, c’est pourquoi des pics d’abondances en coliformes sont souvent observés en aval des rejets de STEP. Ainsi, les CF et CF cultivables sont mieux éliminés durant la période de traitement tertiaire mais ceci reste insuffisant car les valeurs dépassent toujours les normes de l’OMS autorisées pour la réutilisation agricole ($<1100g/100$ ml).

On note une évolution qui dépasse les 11.10^3 g/100 ml aux mois de mars et avril, ceci est du à l’arrêt de la désinfection par l’hypochlorite de sodium en raison de l’épuisement de ce dernier.

Les abondances en coliformes dans les effluents traités dépendent de la qualité microbiologique des eaux brutes d’une part, et de l’efficacité de la filière de traitement à éliminer les coliformes, d’autre part. La présence de coliformes, résulte de leur abondance

dans matières fécales des animaux à sang chaud et constituent des indicateurs fécaux de première importance (**DUPRAY et DERRIEN, 1995**).

Les coliformes sont ubiquitaires et peuvent se trouver dans les eaux naturelles. La détermination du nombre total des coliformes n'est pas considérée en général comme un bon indicateur pour déterminer la présence ou non des microorganismes pathogènes, seulement *Escherichia coli* reste l'indicateur le plus fiable pour déterminer la présence ou l'absence d'une pollution indiquant une contamination fécale, la concentration moyenne d'*Escherichia coli* étant de 18.10^4 germes/100ml

Ainsi, *Escherichia coli* qui est un excellent témoin de contamination fécale est beaucoup moins résistant dans l'environnement ou à des traitements de désinfection que de nombreux germes pathogènes et même que d'autres indicateurs de pollution fécale tels que les streptocoques fécaux, de plus en plus utilisés depuis quelques décennies (**Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, (1995)**). Elle peut survivre jusqu'à deux mois dans une eau non traitée mais est très sensible à la chloration, étant rapidement inactivé par une concentration de chlore résiduel libre variant de 0.2 à 1 mg/l. Les bactéries n'ayant pas été inactivées ou détruites par la chloration, sont par ailleurs capables de survivre pendant quelques jours sans toutefois proliférer (**BEAUPOIL et al, 2010**).

Concernant les analyses des streptocoques fécaux au niveau des eaux de sortie de la STEP de Haoud Berkaoui, elle ont permis de dénombrer, sur douze échantillons hebdomadaires, une moyenne de 18.10^3 germes/100 ml. Ainsi, ces bactéries sont des témoins assez résistants de contamination fécale, y compris dans les milieux salés (**GAUJOUS, 1995**). Ils peuvent aussi se multiplier dans les milieux présentant des pH allant jusqu'à 9.6, par conséquent, sont utilisés comme indicateurs d'organismes pathogènes qui présentent une résistance similaire au pH élevé (**OMS, 1979**).

Quant aux clostridiiums sulfito-réducteurs, les résultats des analyses montrent la richesse des eaux de sorties par ces germes avec une moyenne de 72.12 g/20 ml. Les valeurs oscillent entre 15 et 350 g/20 ml. Les variations de la concentration de ces germes durant la période allant du 06-02-2011 au 14-03-2011 sont fonction de la qualité de l'eau brute. Les teneurs en Clostridiiums sulfito-réducteurs ont dépassé les 3.10^2 g/20 ml, ceci est dû à l'arrêt de la désinfection par l'hypochlorite de sodium. La présence de ces germes indique la présence

de sulfite de fer, qui provoque l'apparition des mauvaises odeurs et peut être à l'origine de la corrosion des conduites (**RODIER, 2005**).

L'abattement de la pollution bactérienne est peu satisfaisant. La charge résiduelle moyenne en coliformes fécaux dans l'effluent traité demeure encore relativement élevée ($117 \cdot 10^4$ g/100 ml) par rapport à la directive OMS ($\leq 1\ 000$ g/100 ml) pour une irrigation non restrictive.

Vu les teneurs résiduelles en coliformes fécaux, l'effluent en sortie de la filière de traitement peut être classé en catégorie B (recommandation de l'OMS pour la réutilisation agricole des eaux usées, 1989); c'est-à-dire que cette réutilisation ne peut être envisagée que pour les céréales, les fourrages, les arbres fruitiers et les cultures industrielles. Il convient donc de mettre en place un système de traitement quaternaire comme la filtration sur gravier après le décanteur.

II - Filtration sur sable

Les caractéristiques granulométriques sont très importantes. Un sable trop grossier et trop uniforme favorise un écoulement trop rapide alors qu'un sable trop fin avec une granularité trop étalée risque plus de se colmater, réduit l'aération du filtre et peut entraîner une saturation capillaire.

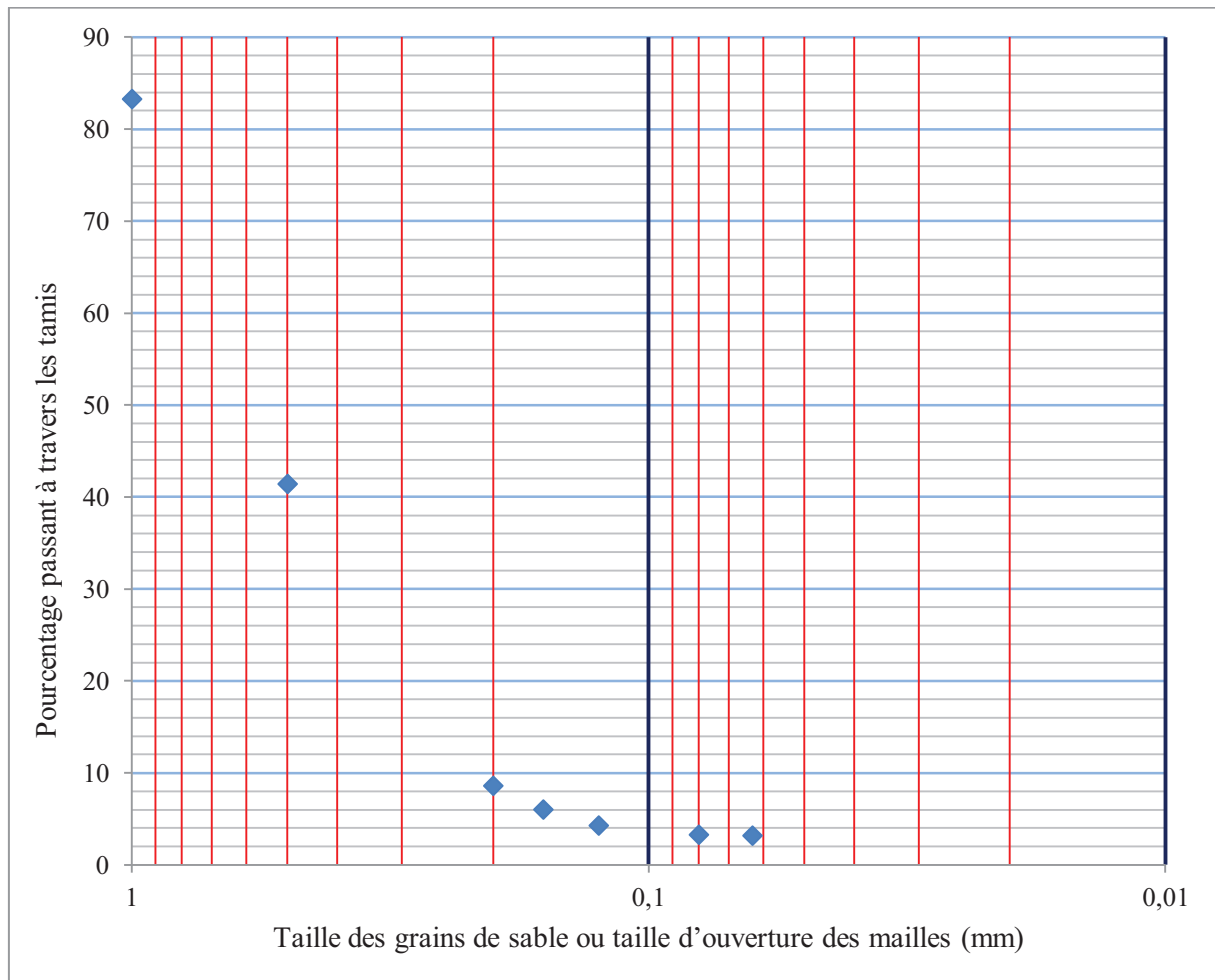


Figure 24: Courbe granulométrique du sable utilisé

La courbe granulométrique (figure 24) illustre les caractéristiques suivantes,

- Le sable utilisé est un mélange entre sable fin et sable grossier.
- La quasi totalité des grains a un diamètre inférieur à 1 mm.

a. Le diamètre efficace D_E

Le diamètre efficace D_E exprime le diamètre de l'ouverture du tamis qui laisse passer 10% de l'échantillon de sable. Il représente conventionnellement, le diamètre moyen des grains de sable. Le sable utilisé a un diamètre efficace de $D_E = 0.21$ mm, c'est à dire le diamètre moyen des grains est de 0.20 mm. Donc le sable est un sable fin (CASTANY, 1982 et De MARSILY, 1994).

b. Le coefficient d'uniformité CU

Le coefficient d'uniformité, représente l'homogénéité de la distribution des diamètres des grains dans l'échantillon. Pour le sable utilisé, $CU = 3$.

Selon CRITES et TCHOBANOGLOUS (1998), Le sable doit avoir un diamètre effectif (D_E) compris entre 0,25 et 1,0 mm. La valeur typique généralement suggérée étant de 0,35 mm. Son coefficient d'uniformité (CU) doit être inférieur à 4 et de préférence inférieur à 3,5.

Afin d'étudier in vitro, l'efficacité du sable à éliminer les matières en suspension et la pollution microbienne présents dans l'effluent épuré de la station d'épuration de Haoud Berkaoui, les mesures du pH, Ce, turbidité, MES, température et de concentration en coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux, E-coli et les clostridium sulfite-réducteurs étaient prises systématiquement sur l'eau brute et l'eau filtrée. Le débit était mesuré à la sortie du filtre.

II - 1 - Les matières particulaires

La garantie de la désinfection de l'eau n'est donc plus basée aujourd'hui que sur la recherche de germes indicateurs, mais également sur toute une série de paramètres, notamment des paramètres physico-chimiques, qui s'ajoutent à la recherche de ces germes, et en particulier la turbidité (MONTIEL, 2004).

II - 1 - 1 - Les matières en suspension

Les matières en suspension sont souvent responsables de la couleur et de la turbidité du fluide à traiter. Elles représentent la pollution particulaire. La mesure de MES des eaux filtrées est effectuée sur 3 pilotes fonctionnant en parallèle, chaque 8 heures. Les résultats obtenus sont représentés dans le tableau 8.

Tableau 8 : Evolution des MES (mg/l) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	moyenne	Ecartype	Rendement%
8h	27	1	1	1	1	0	96,29
16h	25	0	0	0	0	0	100
24h	25	0	0	0	0	0	100
32h	23	0	0	0	0	0	100
40h	25	0	0	0	0	0	100
48h	25	0	0	0	0	0	100
56h	26	0	0	0	0	0	100
64h	32	0	0	0	0	0	100
72h	26	0	0	0	0	0	100
80h	25	0	0	0	0	0	100
88h	24	0	0	0	0	0	100
96h	25	0	0	0	0	0	100
104h	23	0	0	0	0	0	100
112h	24	0	0	0	0	0	100
120h	30	0	0	0	0	0	100
128h	28	0	0	0	0	0	100
136h	26	0	0	0	0	0	100

Les essais de traitement des eaux issues du décanteur seulement par filtration ont montré des rendements d'élimination des MES 96,29 % après huit heures de fonctionnement respectivement pour les eaux filtrées des trois colonnes pour atteindre 100% d'élimination au delà de 16h et jusqu'à la fin du processus. Le taux d'élimination des MES est relativement élevé, la diminution de la taille des grains de sable permet une meilleure filtration et une meilleure absorption. Elle augmente la surface de contact entre l'eau brute et le sable et diminue la taille des pores, ce qui est conforme aux travaux de **GENIN et al (1989)** qui ont constaté après plusieurs heures de fonctionnement d'un matériau filtrant, ne maturation du filtre. Il se forme dans les couches supérieures du sable, une accumulation de particules organiques et minérales dans les quelles règne une activité biologique intense sur les grains de sable.

II-1-2-La turbidité

La turbidité d'une eau est une mesure globale qui prend en compte toutes les matières, soit colloïdales, soit insolubles, d'origine minérale ou organique Les résultats obtenus sont représentés dans le tableau 9.

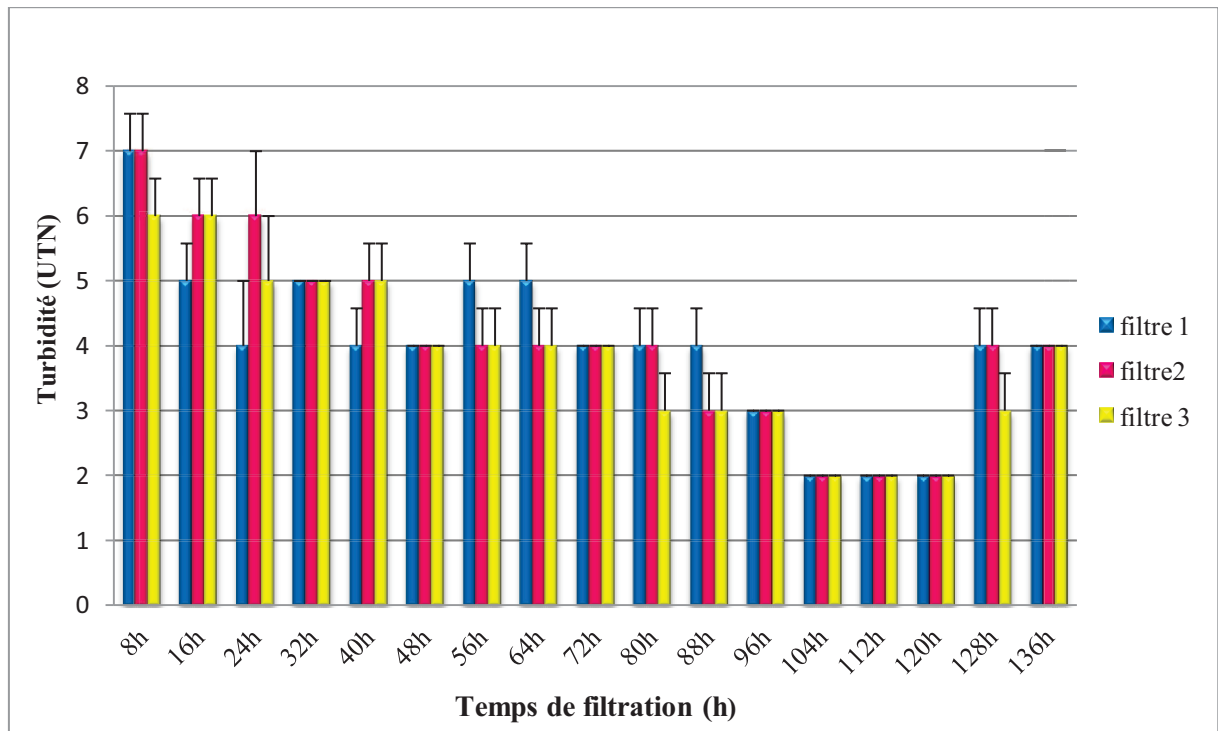


Figure 25 : Evolution de la turbidité des eaux filtrées

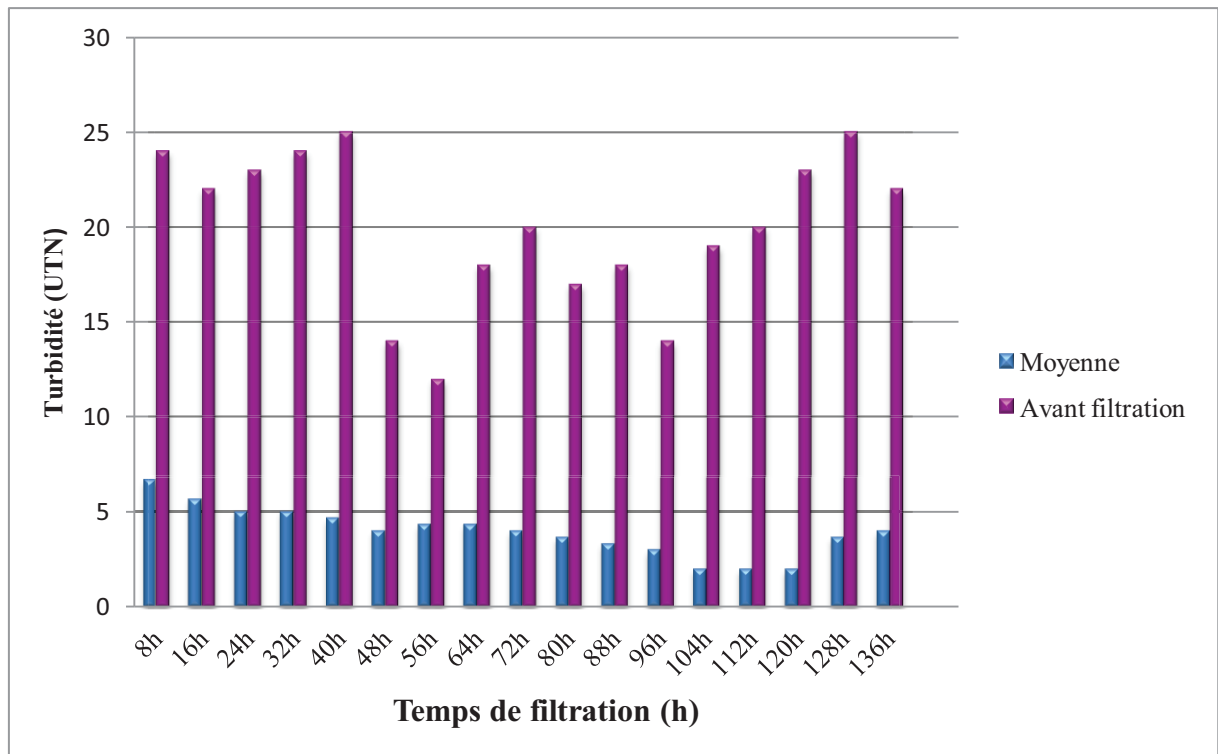


Figure 26: Variations de la turbidité moyenne des eaux avant et après filtration.

Tableau 9 : Evolution de la turbidité (UTN) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	Moyenne	Ecartype	Rendement%
8h	24	7	7	6	6,66	$\pm 0,57$	72,22
16h	22	5	6	6	5,66	$\pm 0,57$	74,24
24h	23	4	6	5	5	± 1	78,26
32h	24	5	5	5	5	0	79,16
40h	25	4	5	5	4,66	$\pm 0,57$	81,33
48h	24	4	4	4	4	0	83,33
56h	22	5	4	4	4,33	$\pm 0,57$	80,30
64h	18	5	4	4	4,33	$\pm 0,57$	75,92
72h	20	4	4	4	4	0	80
80h	17	4	4	3	3,66	$\pm 0,57$	78,43
88h	18	4	3	3	3,33	$\pm 0,57$	81,48
96h	22	3	3	3	3	0	86,36
104h	19	2	2	2	2	0	89,47
112h	20	2	2	2	2	0	90
120h	23	2	2	2	2	0	91,30
128h	25	4	4	3	3,66	$\pm 0,57$	85,33
136h	22	4	4	4	4	0	81,81

Suite aux résultats obtenus durant cet essai, la turbidité des trois catégories de l'eau filtrée varie de façon similaire. Elle diminue rapidement dans les 8 premières heures au niveau des trois filtres, puis tend à diminuer lentement pour se stabiliser après 96 h, à une valeur de 2 UTN, ce qui représente un taux d'élimination de 91%. Au delà de 120 h, le taux commence à régresser jusqu'à 81% à la fin de la filtration. .

En tenant compte de ces résultats, nous pouvons dire que la contribution de la filtration seule dans le processus d'élimination de la turbidité a permis d'améliorer la qualité de ces eaux. Le meilleur résultat correspond à l'élimination de 91,3 % de la turbidité des eaux d'où l'utilité d'associer ce mode de traitement avec d'autres procédés pour permettre d'obtenir des rendements intéressants en matière d'élimination de la turbidité. Selon **BEN THAYER et al, (2007)**, ce mode de traitement a permis un excellent abattement de la turbidité (95,3 %). Ils ont enregistré également une importante déferrisation des eaux de forage (81,9 %) par un traitement d'oxygénation, suivi d'une simple filtration.

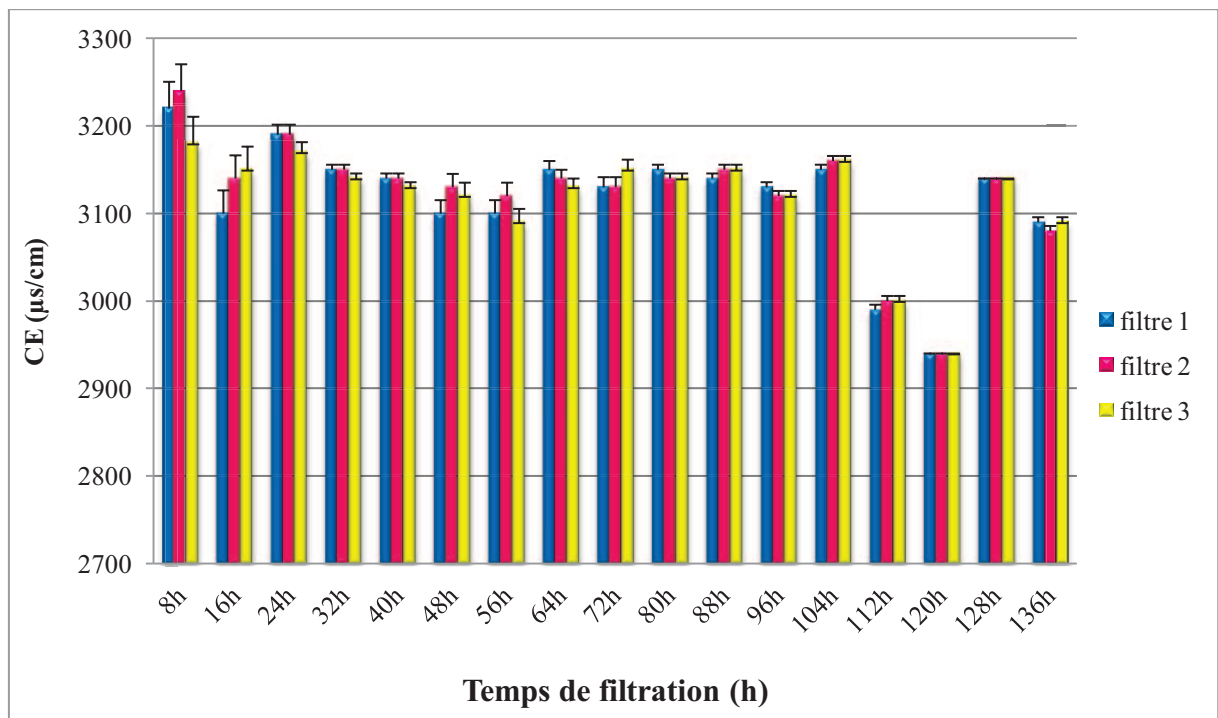


Figure 27: Evolution de la CE des eaux filtrées.

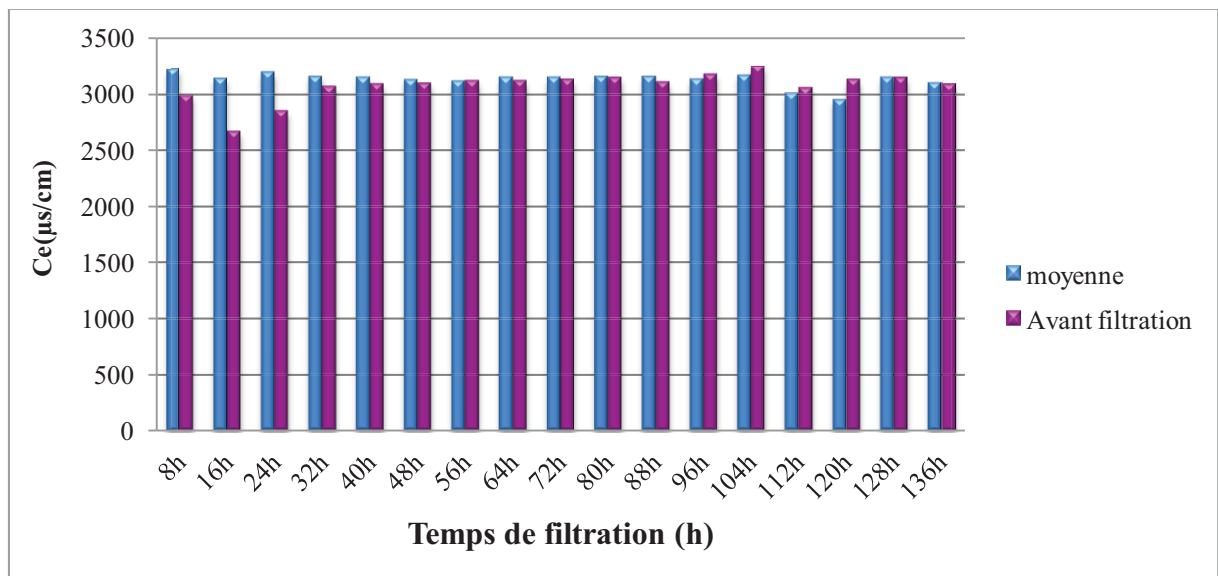


Figure 28: Variations de la CE moyenne des eaux en avant et après filtration.

D'autre part, **HOFF et GELDREICH (1981)** ont confirmé que les propriétés des particules influent considérablement sur les effets de protection. D'autres études ont montré que le pouvoir germicide des rayonnements UV est d'autant plus fort que la turbidité de l'eau à traiter est plus faible (**DORÉ, 1989; LAINÉ et al. 1998**). La croissance microbienne est facilitée par les nutriments adsorbés à la surface des particules par suite d'une aération convenable des eaux et dont les bactéries qui y sont attachées profitent plus que les bactéries en suspension libre (**JI et ZHOU, 2006**). La matière particulaire, qu'elle soit minérale, organique ou due à des microorganismes, est susceptible de protéger les bactéries et les virus contre les désinfectants avec des turbidités comprises entre 3,8 et 84 UTN (**OMS, 1986**).

II - 2 - Conductivité électrique

La conductivité du fluide à traiter permet d'évaluer la quantité de sels présents. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 10.

Tableau 10 : Evolution de la conductivité électrique (µs/cm) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	Moyenne	Ecartype
8h	2980	3220	3240	3180	3213,33	± 30,55
16h	2660	3100	3140	3150	3130	± 26,45
24h	2840	3190	3190	3170	3183,33	± 11,54
32h	3060	3150	3150	3140	3146,67	± 5,77
40h	3080	3140	3140	3130	3136,67	± 5,77
48h	3090	3100	3130	3120	3116,67	±15,27
56h	3110	3100	3120	3090	3103,33	± 15,27
64h	3110	3150	3140	3130	3140	± 10
72h	3120	3130	3130	3150	3136,67	±11,54
80h	3140	3150	3140	3140	3143,33	± 5,77
88h	3100	3140	3150	3150	3146,67	± 5,77
96h	3170	3130	3120	3120	3123,33	± 5,77
104h	3240	3150	3160	3160	3156,67	± 5,77
112h	3050	2990	3000	3000	2996,67	± 5,77
120h	3120	2940	2940	2940	2940	0
128h	3140	3140	3140	3140	3140	0
136h	3090	3090	3080	3090	3086,67	± 5,77

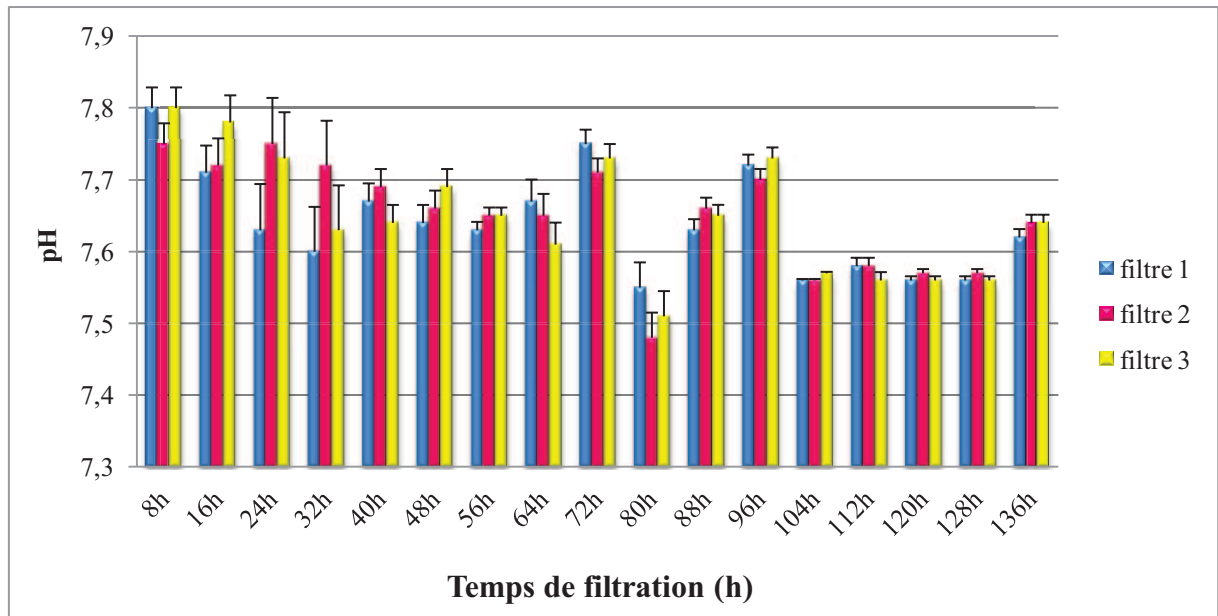


Figure 29 : Evolution du pH des eaux filtrées.

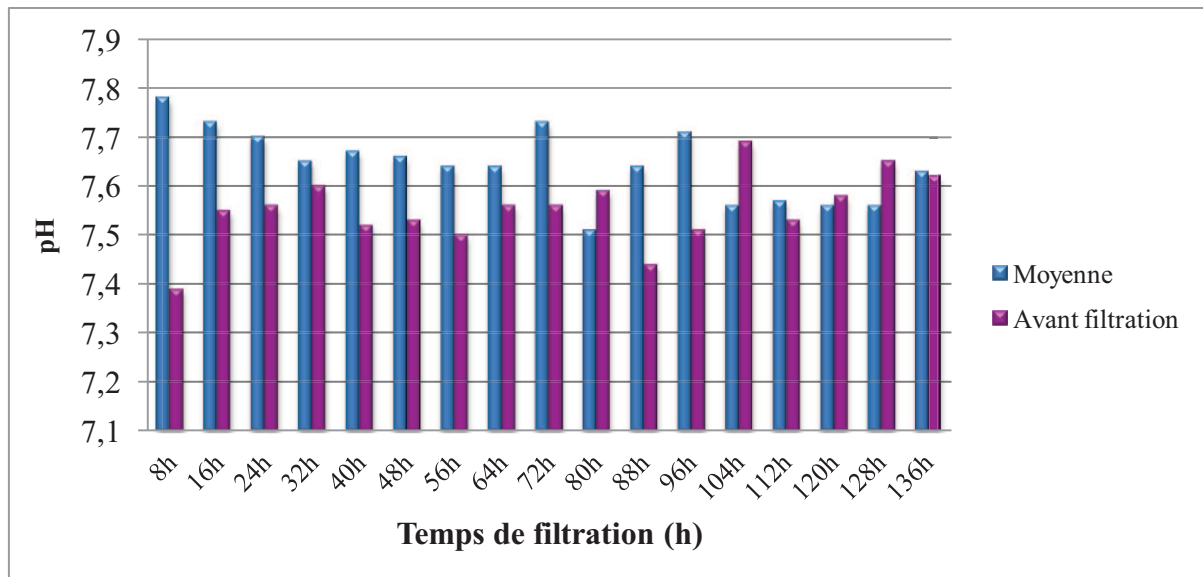


Figure 30: Variations du pH moyen des eaux en avant et après filtration.

L'eau filtrée atteint en premier lieu des valeurs de conductivité électrique élevées, en moyenne de 3231 μ s/cm entre les trois filtres au début du processus (figure 27). Cette augmentation de la conductivité électrique après les premières 8heures de filtration est due probablement à un important lessivage des sels contenus dans le sable, dans un deuxième temps, on remarque une stabilité vis à vis de ce paramètre, aux alentours de 3139 μ s/cm comme moyenne avec un écartype de 5,77 entre les trois filtres. La stabilité est fonction de la diminution du phénomène de lessivage. Après une diminution jusqu'à 2930 μ s/cm, la conductivité a augmenté pour atteindre 3140 μ s/cm.

Entre le début et la fin de l'essai, la conductivité électrique moyenne de l'eau filtrée a augmenté de 423.5 μ s/cm part rapport à l'eau brute. Cette augmentation est plutôt faible, inférieure à 1 mS/cm (figure 28). Les données relatives à la conductivité électrique des eaux ne traduisent pas une importante variation de ce paramètre.

II - 3 - pH

Les variations de ce paramètre sont mentionnées dans le tableau 11.

Tableau 11 : Evolution du pH de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	Moyenne	Ecartype
8h	7,39	7,8	7,75	7,8	7,783	\pm 0,02
16h	7,55	7,71	7,72	7,78	7,73	\pm 0,03
24h	7,56	7,63	7,75	7,73	7,70	\pm 0,06
32h	7,6	7,6	7,72	7,63	7,65	\pm 0,06
40h	7,52	7,67	7,69	7,64	7,67	\pm 0,02
48h	7,53	7,64	7,66	7,69	7,66	\pm 0,02
56h	7,5	7,63	7,65	7,65	7,64	\pm 0,01
64h	7,56	7,67	7,65	7,61	7,64	\pm 0,03
72h	7,56	7,75	7,71	7,73	7,73	\pm 0,02
80h	7,59	7,55	7,48	7,51	7,51	\pm 0,03
88h	7,44	7,63	7,66	7,65	7,65	\pm 0,01
96h	7,51	7,72	7,7	7,73	7,72	\pm 0,01
104h	7,69	7,56	7,56	7,57	7,56	0
112h	7,53	7,58	7,58	7,56	7,57	\pm 0,01
120h	7,58	7,56	7,57	7,56	7,56	0
128h	7,65	7,56	7,57	7,56	7,56	0
136h	7,62	7,62	7,64	7,64	7,63	0

D'après les résultats obtenus, les valeurs mesurées du pH des trois pilotes, sont quasiment identiques, elles gravitent autour de la neutralité, avec une tendance vers l'alcalinité. Ainsi, en début de filtration nous avons enregistré une valeur moyenne entre les 3 pilotes de 7.78 avec un écartype de 0.02, cette valeur a tendance à diminuer dans le temps jusqu'à atteindre une valeur moyenne de 7.56 et un écartype de 0.005 (figure 29 et 30). Parmi les facteurs influençant la valeur du pH, nous avons la température et la salinité (**RODIER, 2005**).

Le pH moyen de l'eau filtré est toujours supérieur à celui de l'eau brute. Il a augmenté de 0,09 unités entre le début et la fin de l'essai. Cette augmentation est favorable à la décontamination des eaux puisqu'il a été démontré que les valeurs de pH approchant 9 ou plus, augmentent la mortalité des coliformes fécaux (**TRAD RAÏS et XANTHOULIS, 1999**).

II - 4 - L'abattement des bactéries

La Recherche des organismes pathogènes de manière spécifique est très coûteuse et aléatoire, c'est pourquoi l'on s'intéresse aux concentrations des germes témoins (coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux en général) pour estimer la population de pathogènes. En effet, il existe une corrélation entre la présence de ces bactéries témoins et la présence de bactéries pathogènes. Cependant, cette estimation de la contamination de l'eau par l'utilisation de germes témoins n'est pas toujours suffisante. En effet, certains micro-organismes échappent à cette surveillance : il s'agit essentiellement des formes de résistance des protozoaires (kystes) et des œufs d'helminthes.

II - 4 - 1 - Coliformes totaux (CT)

La pertinence de ce groupe comme indicateur est aujourd'hui fortement contestée du fait que toutes les espèces incluses dans les CT ne sont pas spécifiques de la flore intestinale des animaux à sang chaud. En effet, certaines espèces sont d'origine tellurique ou aquatique et sont capables de se développer dans l'environnement aquatique (**LEMARCHAND et al, 2004 ; TALLON et al, 2005**). Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 12.

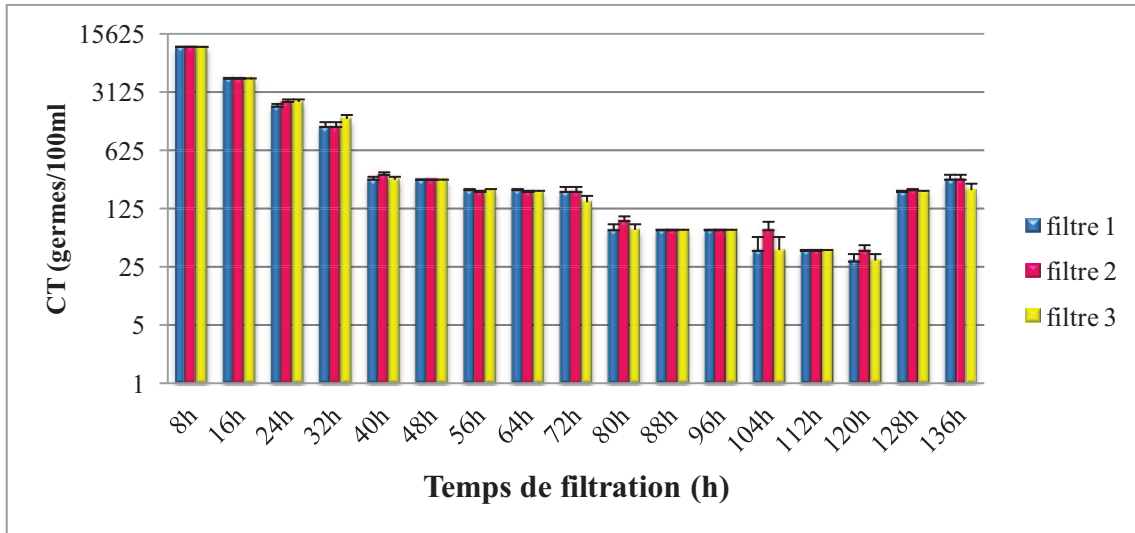


Figure 31: Evolution de la teneur des eaux en coliformes totaux.

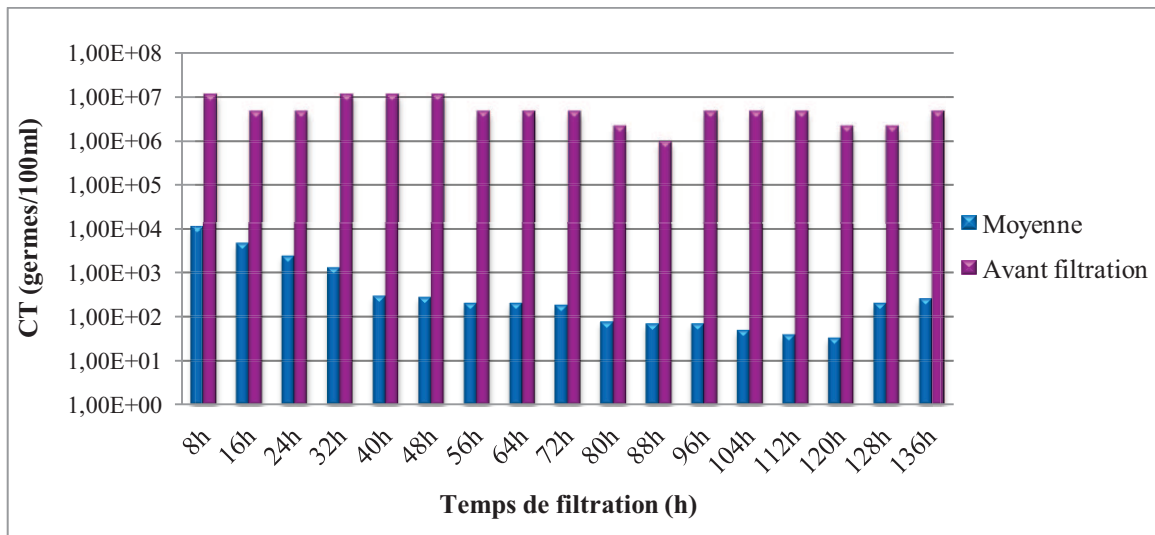


Figure 32: Variation de la teneur moyenne des eaux en coliformes totaux avant et après filtration.

Tableau 12 : Evolution de la concentration en coliformes totaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	Filtre 1	Filtre 2	Filtre 3	Moyenne	Ecartype	Rendement %
8h	1,10E+07	11000	11000	11000	11000	0	99,9
16h	4,60E+06	4600	4600	4600	4600	0	99,9
24h	4,60E+06	2100	2400	2400	2300	± 173,20	99,95
32h	1,10E+07	1200	1200	1500	1300	± 173,20	99,98
40h	1,10E+07	280	320	280	293,33	± 23,09	99,99
48h	1,10E+07	280	280	280	280	0	99,99
56h	4,60E+06	210	200	210	206,67	± 5,77	99,99
64h	4,60E+06	210	200	200	203,33	± 5,77	99,99
72h	4,60E+06	200	200	150	183,33	± 28,86	99,99
80h	2,10E+06	70	90	70	76,67	± 11,54	99,99
88h	9,30E+05	70	70	70	70	0	99,99
96h	4,60E+06	70	70	70	70	0	99,99
104h	4,60E+06	40	70	40	50	±17,32	99,99
112h	4,60E+06	40	40	40	40	0	99,99
120h	2,10E+06	30	40	30	33,33	± 5,77	99,99
128h	2,10E+06	200	210	200	203,33	± 5,77	99,99
136h	4,60E+06	280	280	210	256,67	± 40,41	99,99

Les résultats des analyses effectuées sur l'eau filtrée par le sable des trois colonnes montrent une forte diminution de la concentration en coliformes totaux après 8h de fonctionnement de la filtration, avec une moyenne de 11 000 germes/100 ml et un rendement de 99.9%, après 40h de filtration le taux de ces germes a fortement diminué où l'on a enregistré une teneur moyenne de 393,33germes/100ml, après avoir atteint un taux de 40 germes/100 ml respectivement dans les trois colonnes. Cette valeur a augmenté à des concentrations moyennes respectives de 203,33 et 256,66 germes /100 ml au delà de 128h et 136h de filtration (figure 31).

Malgré la forte charge en coliformes totaux dans l'eau à filtrer, nous remarquons une augmentation importante du rendement concernant l'élimination de ces germes, d'une valeur de 99.99 %.

II - 4 - 2 - Coliformes Fécaux (CF)

Appelés aussi coliformes thermotolérants. Les CF constituent un sous-groupe des CT capables de se développer à 44 °C. Les CF sont les plus appropriés que les CT comme indicateurs de contamination fécale. Ce groupe est majoritairement constitué d'*Escherichia coli* mais comprend aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter*. Certains auteurs ont rapporté la présence de ces espèces dans des eaux sans qu'aucune contamination fécale ne soit suspectée (BAUDIZSOVA, 1997; MC LELLAN et al, 2001; GAUTHIER et ARCHIBALD, 2001). Les résultats obtenus sont résumés au tableau 13.

Tableau 13 : Evolution de la concentration en coliformes fécaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	Filtre 1	Filtre 2	Filtre 3	Moyenne	Ecartype	Rendement%
8h	4,60E+06	280	280	390	316,66	±63,50	99,99
16h	2,40E+06	150	150	200	166,66	±28,86	99,99
24h	2,10E+06	70	110	110	96,66	±23,09	99,99
32h	2,10E+06	40	70	70	60	±17,32	99,99
40h	4,60E+06	40	40	70	50	±17,32	99,99
48h	4,60E+06	30	40	40	36,66	±5,77	99,99
56h	4,60E+06	30	30	30	30	0	99,99
64h	2,40E+06	0	0	0	0	0	100
72h	2,10E+06	0	0	0	0	0	100
80h	1,50E+06	0	0	0	0	0	100
88h	2,10E+06	0	0	0	0	0	100
96h	1,50E+06	0	0	0	0	0	100
104h	1,50E+06	0	0	0	0	0	100
112h	1,50E+06	0	0	0	0	0	100
120h	2,10E+06	0	0	0	0	0	100
128h	1,50E+06	30	30	30	30	0	99,99
136h	2,40E+06	70	40	70	60	±17,320	99,98

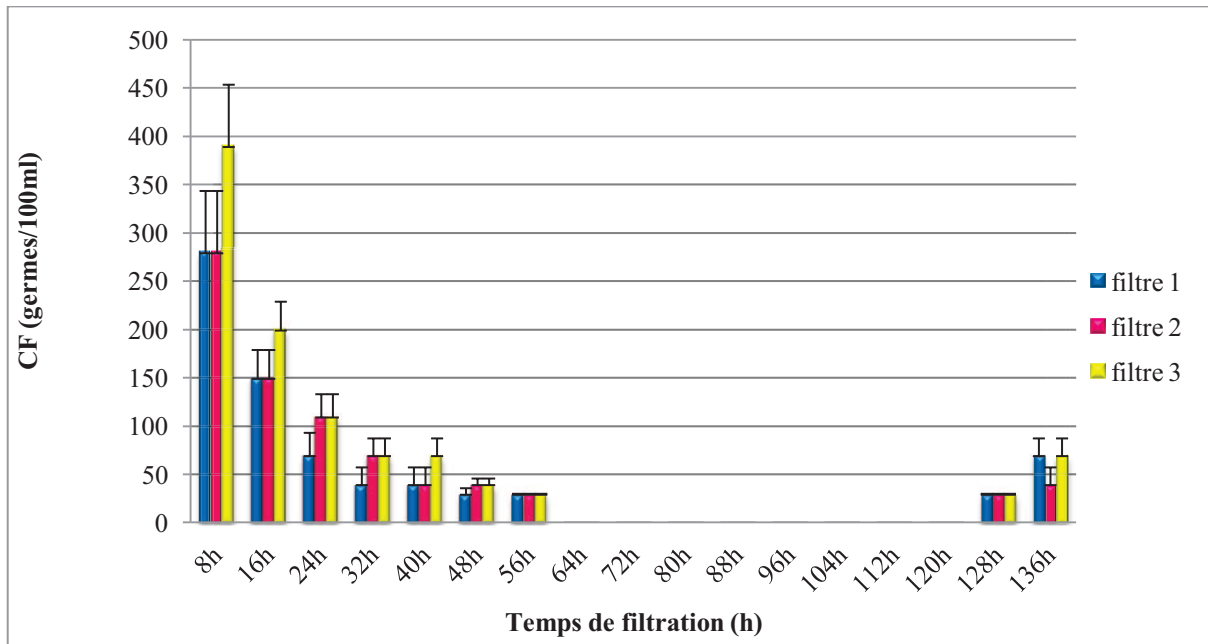


Figure 33: Evolution de la teneur des eaux en coliformes fécaux.

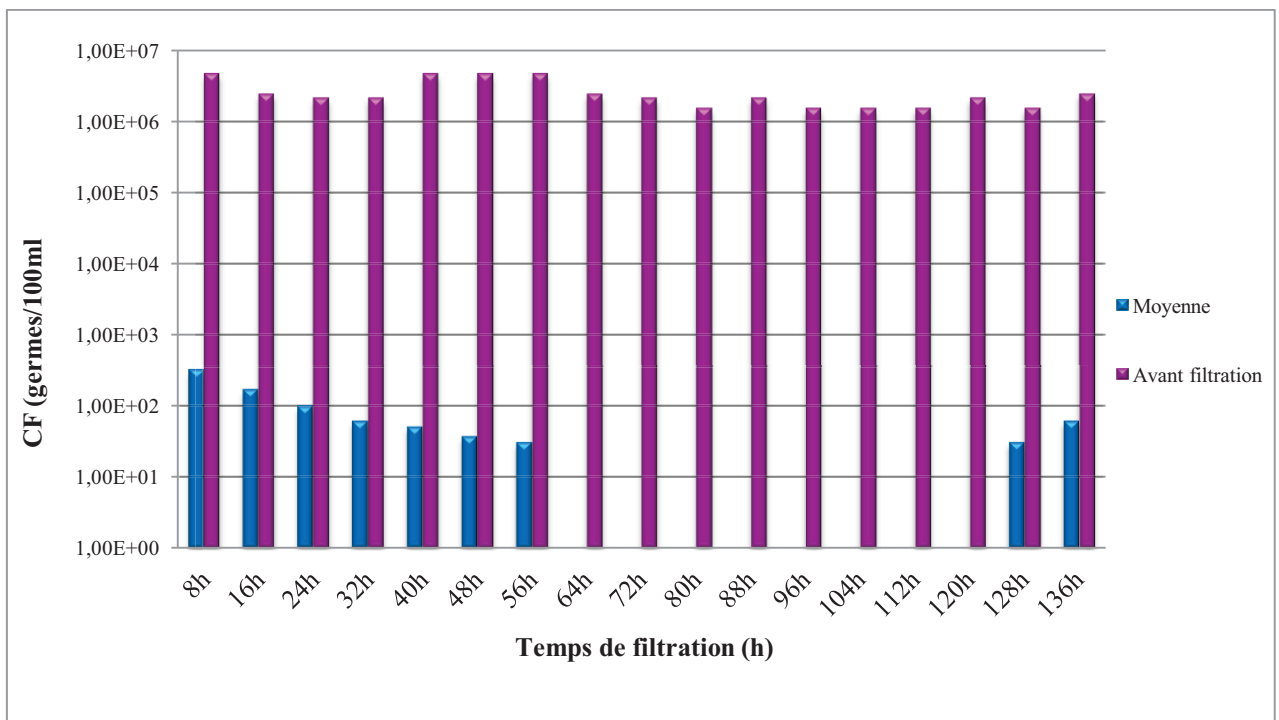


Figure 34 : Variation de la teneur moyenne des eaux en coliformes fécaux avant et après filtration

Les eaux usées véhiculaient initialement $46 \cdot 10^5$ CF/100 ml. Ce nombre a régressé, plus ou moins rapide en fonction du temps de filtration. Le tableau 13 montre qu'après 8h de filtration, les teneurs en coliformes fécaux enregistrées sont de l'ordre de 280 CF/100ml pour les filtres 1 et 2 et de 390 CF/100ml pour le filtre 3. L'amélioration de la qualité bactériologique de l'eau est relativement rapide, après 64h de filtration, l'eau ne véhicule plus de CF. À partir de 120 h, les coliformes fécaux évoluent d'une façon similaire au niveau des trois filtres 30 CT/100ml pour atteindre un nombre moyen de 60 CT/100ml à la 136 h (figure 33).

Concernant le déroulement de la décontamination des effluents secondaires, la comparaison des figures met en évidence un ralentissement de ce processus après 128h. En effet, un abattement des CF de l'ordre de 100% est obtenu après 64 h de filtration.

De nombreuses études ont montré qu'*Escherichia coli* était généralement associée à une source fécale (BEJ et al, 1991; EDBERG et al, 2000; LECLERC et al, 2001 ; LECLERCQ et al, 2002; MC LELLAN et al, 2001; TALLON et al, 2005). Aujourd'hui, *Escherichia coli* est considéré comme le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud (EDBERG et al, 2000). Cependant, quelques études (CARRILLO et al, 1985; RIVERA et al, 1988) suggèrent qu'en milieux tropicaux, certaines souches de *Escherichia coli* font partie de la flore autochtone des rivières. Cette espèce ne serait donc pas un indicateur idéal de contamination fécale en milieux tropicaux.

Selon WHO (1989) la décontamination est considérée comme accomplie lorsque la teneur des eaux en coliformes fécaux devient inférieure à la limite recommandée par l'OMS pour une irrigation non restrictive des cultures. Le respect de cette limite devrait, en principe, garantir l'absence de pathogènes d'origine entérique (TRAD RAÏS et XANTHOULIS, 1999)

Certains travaux réalisés en introduisant à fréquence régulière dans une colonne de sable insaturé et une colonne de sol saturé, une eau usée contenant les cellules *Escherichia coli*, ont montré que le rendement épuratoire de la colonne de sable insaturé est élevé. La concentration des cellules *Escherichia coli* dans les eaux qui ont percolé étant faible par rapport à celle des eaux qui ont percolé dans la colonne de sable saturé, bien que les deux types de sol aient les coefficients de filtration de premier ordre relativement proches (POWELSON et MILLS, 2001).

Selon **HEISE et GUST (1999)**, les variations des volumes d'eau introduits au-dessus de la colonne de sable peuvent influencer la vitesse d'infiltration de l'eau dans la colonne de sable, ainsi que celle du transport des cellules bactériennes contenues dans ces eaux. Le flux advectif des bactéries transportées dans les eaux d'infiltration à travers les colonnes de sable a été mentionné comme lié à la force et à la vitesse d'écoulement de l'eau dans les pores de la colonne de sable.

La diminution des potentialités de rétention des cellules de bactéries coliformes thermotolérantes, parallèlement à l'augmentation de la charge d'eau appliquée, serait liée à la perturbation par les mouvements de l'eau, les configurations des surfaces des particules de sol, et celles des cellules bactériennes et des molécules chimiques (**NOLA et al 2006**).

II - 4 - 3 - Streptocoques fécaux

Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans divers pays et sous différentes juridictions. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Evolution de la concentration en streptocoques fécaux (germes/100ml) de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	Moyenne	Ecartype	Rendement %
8h	1,10E+05	93	150	210	151	±58,50	99,86
16h	1,10E+05	93	93	120	102	±15,58	99,90
24h	4,60E+04	43	75	64	60,66	±16,25	99,86
32h	4,60E+04	43	43	43	43	0	99,90
40h	1,10E+05	23	28	28	26,33	±2,88	99,97
48h	1,10E+05	23	21	21	21,66	±1,15	99,98
56h	4,60E+04	15	21	15	17	±3,46	99,96
64h	2,80E+04	15	14	15	14,66	±0,57	99,94
72h	4,60E+04	9	7	7	7,66	±1,15	99,98
80h	1,10E+05	9	7	7	7,66	±1,15	99,99
88h	4,60E+04	7	7	4	12	1,73	99,97
96h	2,10E+04	4	4	4	4	0	99,98
104h	2,80E+04	4	4	4	4	0	99,98
112h	2,10E+04	4	4	3	3,66	±0,57	99,98
120h	2,10E+04	4	7	4	5	±1,73	99,97
128h	4,60E+04	15	9	9	11	±3,46	99,97
136h	2,80E+04	23	20	21	21,33	±1,52	99,92

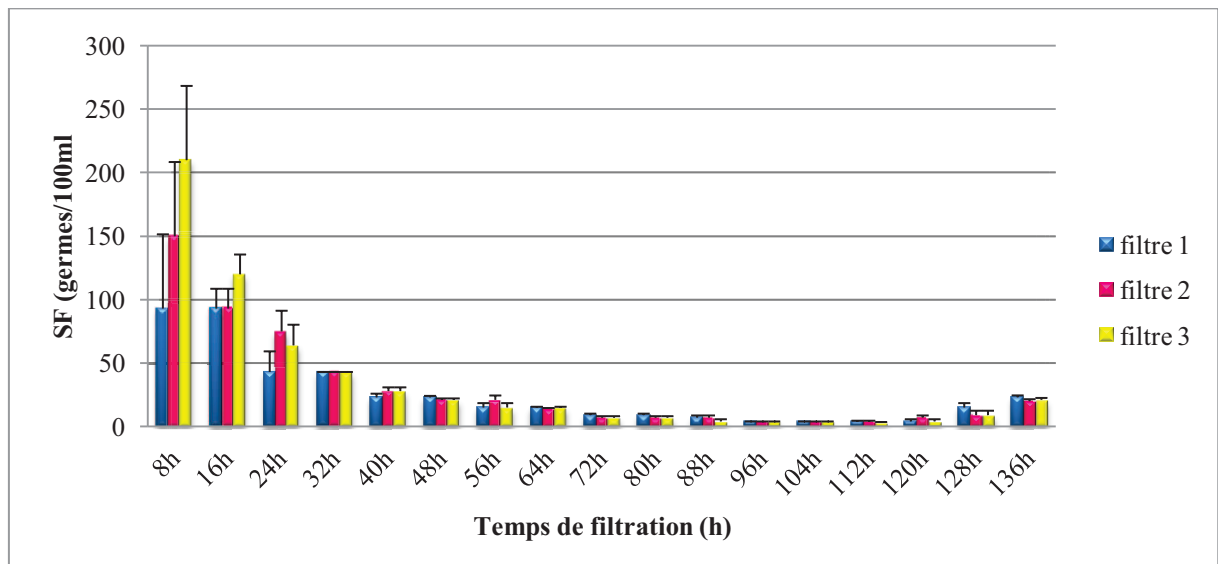


Figure 35 : Evolution de la teneur des eaux en streptocoques.

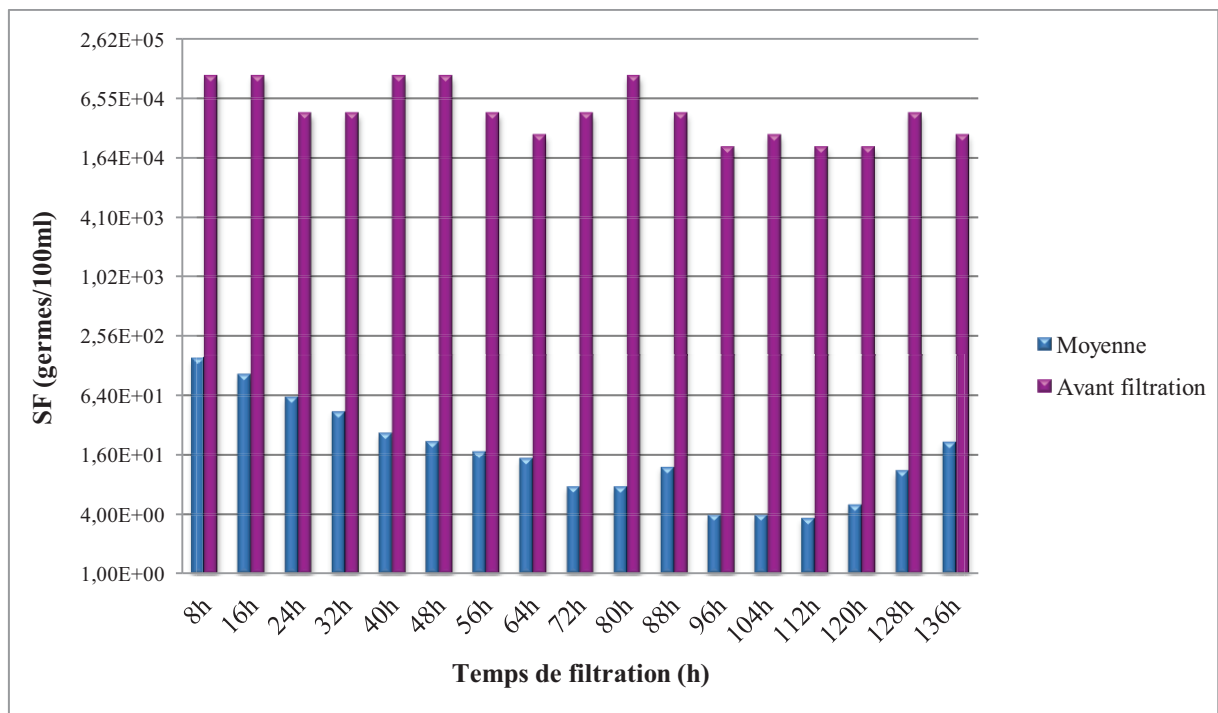


Figure 36 : Variation de la teneur moyenne des eaux en streptocoques fécaux avant et après filtration

Les eaux introduites dans l'ensemble des trois filtres, avaient une charge élevée en streptocoques fécaux 11.10^4 SF/100 ml. Ce comportement La valeur moyenne de la concentration des streptocoques fécaux d'eau percolée des colonnes de sable est de 151 SF/100 ml d'eau après les 8 premières heures de filtration.

On constate que les streptocoques fécaux ont diminué rapidement. En effet, leur nombre moyen a atteint environ 14 germes dans 100 ml après 64h de filtration (figure 35). Le niveau de contamination des eaux percolées par ces germes demeure par la suite très faible, souvent inférieur à 10 SF/100 ml.

Dans le cas de cet essai, la baisse du nombre de streptocoques fécaux a été rapide mais moins importante que celle des coliformes fécaux. Bien que les teneurs initiales des eaux en ces deux indicateurs étaient rapprochées, le nombre moyen de streptocoques a été durant toute la période de filtration, supérieur à celui des coliformes.

Les coliformes totaux et fécaux ont été très longtemps les principaux indicateurs de contamination fécale mais aujourd'hui, *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux sont reconnus comme plus appropriés et proposés pour remplacer les coliformes dans certaines normes de qualité microbiologique des eaux. Il est cependant important de comprendre les potentialités et les limites de ces différents indicateurs (EDBERG *et al*, 2000).

Concernant le déroulement de la décontamination des effluents secondaires, la figure n°36 met en évidence un ralentissement de ce processus après 128h. En effet, un abattement des SF de 99.99% est obtenu après 80 h de percolation. Durant cet essai, le rendement moyen de la décontamination a été supérieur à 99% avec de légères variations, de l'ordre de 0.02%.

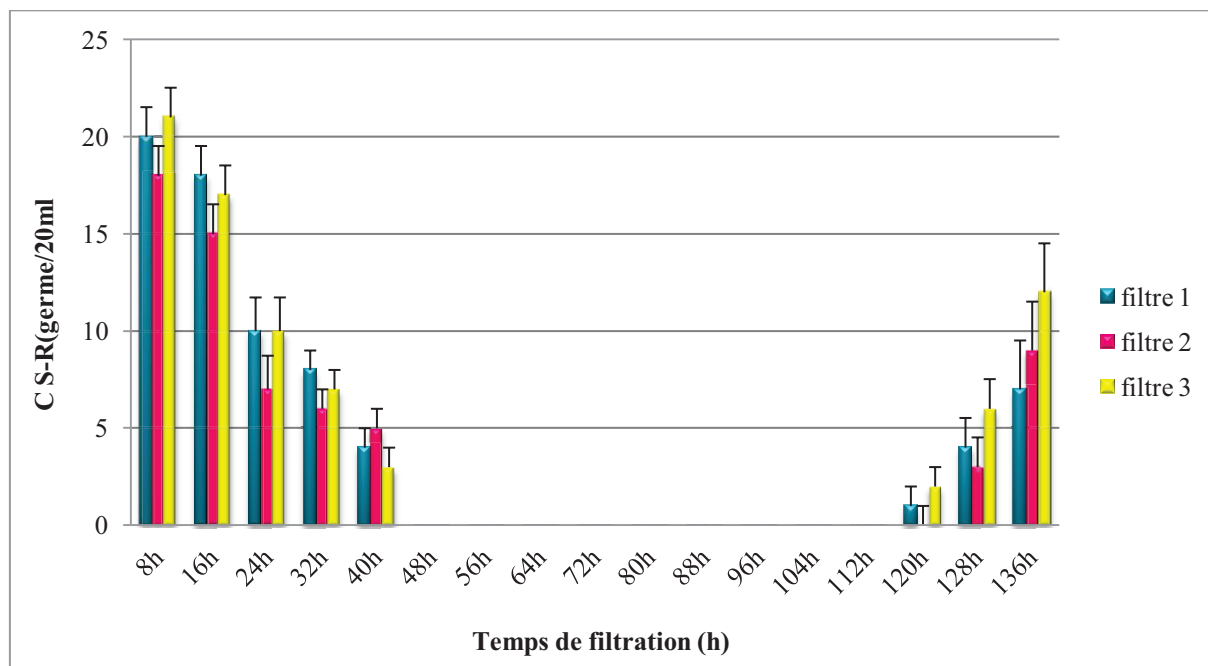


Figure 37 : Evolution de la teneur des eaux en clostridiums sulfito-réducteurs.

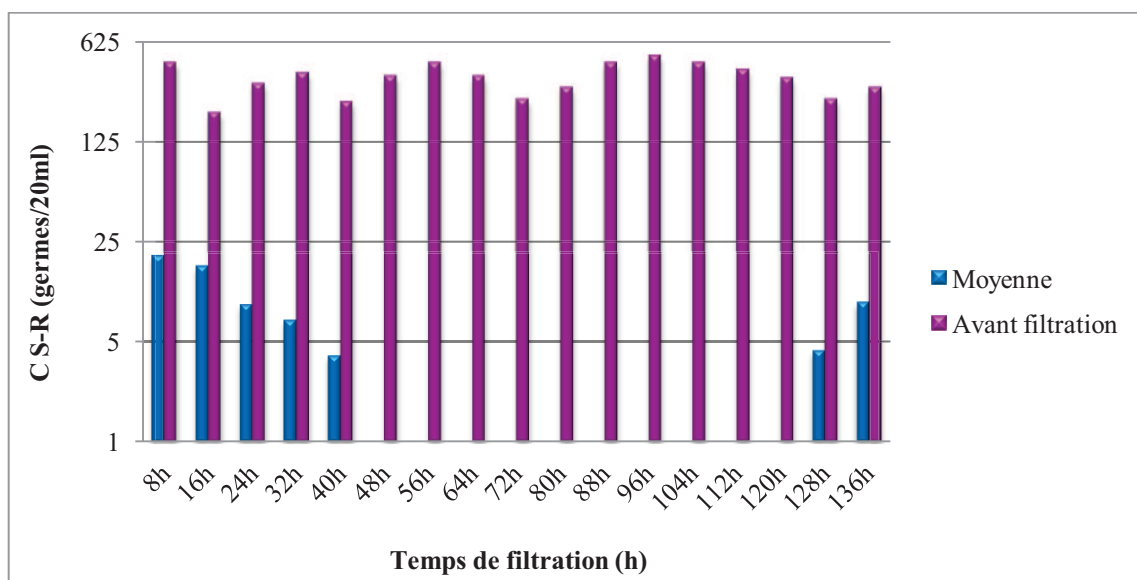


Figure 38: Variation de la teneur moyenne des eaux en clostridiums sulfito-réducteurs avant et après filtration.

II - 4 - 4 - Clostridiums sulfito- réducteurs

Les spores de clostridies, ce bacille à Gram positif, anaérobie, sporogène, se rencontre normalement dans les matières fécales humaines et animales ; ses spores peuvent survivre dans l'eau et dans l'environnement pendant plusieurs mois, elles ne seraient pas toujours inactivées par le chlore et par les rayons ultraviolets (RICHARD, 1996) Les résultats obtenus sont résumé au tableau 15.

Tableau 15 : Evolution de la concentration Clostridiums sulfito- réducteurs de l'eau brute et filtrée en fonction du temps.

Temps	Avant filtration	filtre 1	filtre 2	filtre 3	Moyenne	Ecartype	Rendement%
8h	450	20	18	21	19,66	±1,52	95,62
16h	200	18	15	17	16,66	±1,52	91,67
24h	320	10	7	10	9	±1,73	97,18
32h	380	8	6	7	7	±1	98,15
40h	240	4	5	3	4	±1	98,33
48h	360	0	0	0	0	0	100
56h	450	0	0	0	0	0	100
64h	360	0	0	0	0	0	100
72h	250	0	0	0	0	0	100
80h	300	0	0	0	0	0	100
88h	450	0	0	0	0	0	100
96h	500	0	0	0	0	0	100
104h	450	0	0	0	0	0	100
112h	400	0	0	0	0	0	100
120h	350	1	0	2	1	±1	99,71
128h	250	4	3	6	4,33	±1,52	98,26
136h	300	7	9	12	9,33	±2,51	96,88

Le nombre de Clostridiums sulfito- réducteurs diminuent très rapidement dans l'eau percolée pour atteindre des valeurs < 10 germes / 20 ml après 24 heures de filtration. L'évolution de la teneur moyenne des eaux filtrées en Clostridiums sulfito- réducteurs est représentée dans la figure 37. On constate que durant cet essai, le nombre moyen de ces indicateurs a baissé rapidement, pour atteindre 0 germes par 20 ml après 40 h de rétention ce qui correspond à un abattement de 100% pour les Clostridiums sulfito- réducteurs. Cependant, au bout de 120 h, nous avons constaté une légère hausse du nombre de Clostridiums sulfito- réducteurs ; atteignant ainsi 96,88% de rendement À la fin de l'essai, le nombre moyen de Clostridiums sulfito- réducteurs de l'eau percolée est toujours inférieur à celui de l'eau brute (figure 38).

L'élimination totale de ces microorganismes nuisibles pourrait être expliquée par le phénomène de rétention physique. Ce phénomène s'effectue selon deux processus, le premier correspondant à la capture, caractérisée par l'interception des germes par frottement, grâce à son inertie et à sa décantation, le second qui concerne l'élimination des germes de grosse taille telles que les spores de *Clostridium sulfito- réducteurs* par le tamisage mécanique, ce processus intervient d'autant que la maille du matériau filtrant est plus fine, par ailleurs les dépôts sur le matériau filtrant où les matières en suspension déjà déposées forment eux-mêmes un matériau filtrant (DEGREMONT 1997 ; KETTAB, 1992).

Les résultats de cet essai prouvent que durant cette période de filtration, les deux indicateurs de pollution fécale présentent des caractéristiques de survie similaires et auraient, par conséquent, la même valeur en tant qu'indicateurs de l'efficacité de traitement.

Au moment de la filtration, les microorganismes pénètrent dans le sable, puis augmentent l'activité de leurs fonctions vitales, permettant une bonne migration en direction de la profondeur (GOUNOT, 1994). Cette migration est contrôlée par divers processus de transport tels l'advection-dispersion et l'adsorption-désorption, l'ensemble dépendant de la trajectoire de l'écoulement de l'eau (MAYER *et al*, 1997).

RALFS *et al*, (2002), ont noté que le nombre de cellules de *Pseudomonas fluorescens* dans certains percolats subit l'influence de leurs différents états physiologiques et métaboliques au cours de la percolation dans la colonne de sol, les cellules subissant souvent des modifications morphologiques durant le processus de migration.

Les pathogènes et les matières en suspension sont éliminés par une combinaison de processus physiques et biologiques au sein de la couche de sable. Ces processus incluent: le piégeage mécanique, la prédation, l'adsorption, et la mort naturelle. Les matières en suspension et les pathogènes sont physiquement pris au piège dans les espaces entre les grains de sable, ce qui favorise l'attachement des pathogènes les uns aux autres, aux matières en suspension dans l'eau, et aux grains de sable. L'adhésion est en effet un phénomène d'une portée générale (figure 39), qui régit de l'évolution des microorganismes et à leurs interactions dans tous les milieux où ils se trouvent (HASLAY et LECLERC 1993).

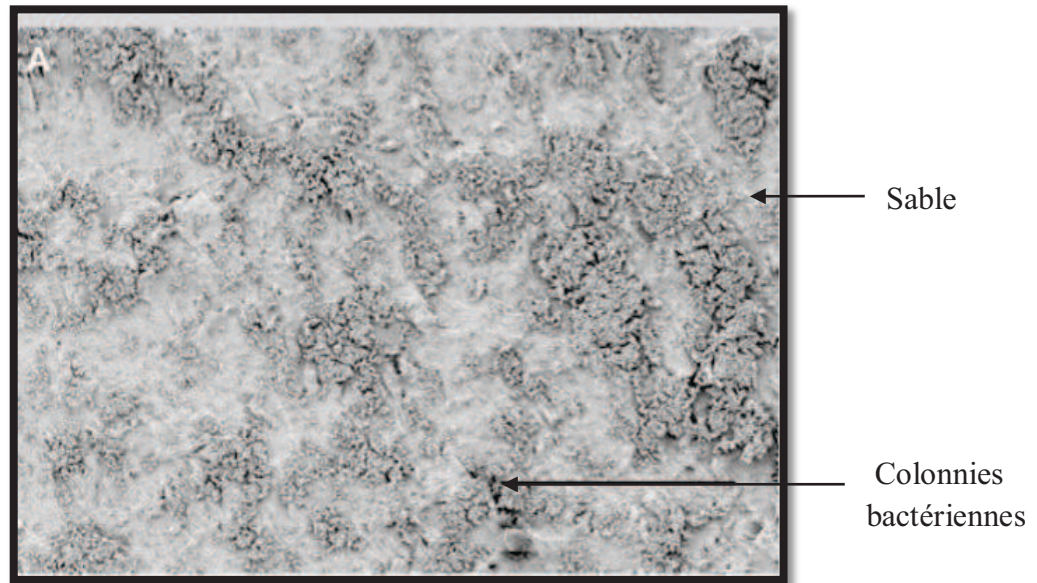


Figure 39 : Microscopie électronique de l'adhésion des bactéries de *Staphylococcus epidermidis* aux particules de sable. (MIDELET, 2002).

Pour COSTERTON *et al* (1987), l'adhésion de certains microorganismes serait due à un enchevêtrement de leurs fibres polysaccharidiques partant de la surface bactérienne, réalisant un feutrage serré autour des cellules, qu'on appelle habituellement glycocalyx, permettant ainsi la prédation.

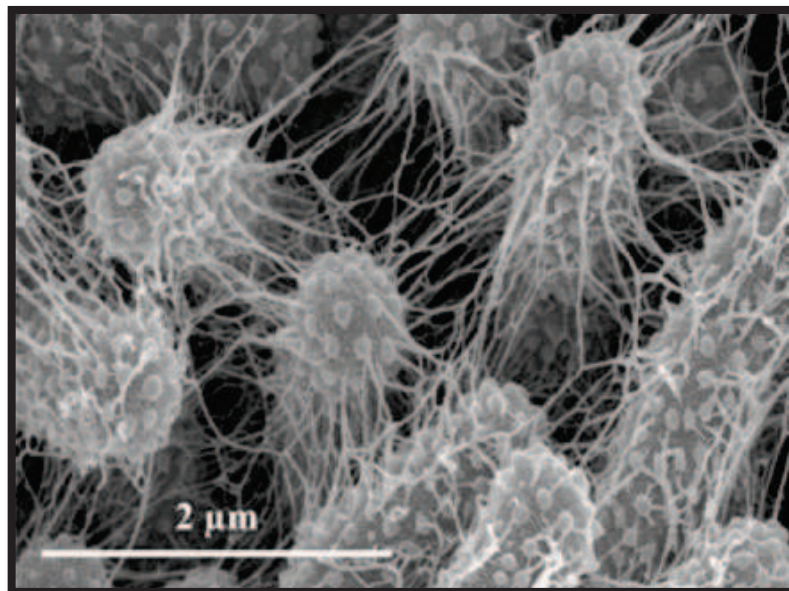


Figure 40 : Minces filets émergés de la surface du corps bactériens de *Klebsiella pneumoniae* vue par microscopie électronique. (ANDREJ *et al*, 2010)

La rétention des bactéries pourrait, dans un premier temps, être suivie de leur libération, puis d'une possible re-rétention des cellules, traduisant une possible réversibilité de la rétention des microorganismes à travers la colonne de sable. Ces fluctuations indiquent la réversibilité du processus et traduisent le phénomène d'adsorption-désorption-réadsorption cellulaire aux particules (**CALLOW et FLETCHER, 1994**). Cette réversibilité peut être causée par des interactions sous formes de signaux protéiques entre les cellules retenues (**MILLSAP *et al*, 1998**), ainsi que par l'activité cellulaire et les variations des propriétés chimiques des eaux qui percolent (**MURPHY and GINN, 2000; VANCE, 2002**). Certains auteurs ont mentionné que les éléments nutritifs, tels le carbone, l'azote et le phosphore dans le sol, peuvent stimuler une certaine activité bactérienne, perturber ainsi le processus de rétention cellulaire et induire sa réversibilité (**MURPHY et GINN, 2000**).

Bien que la rétention des bactéries dans le sable soit en principe réversible (**HENDRY *et al*, 1997**), plusieurs auteurs, décrivant les variations de la concentration d'un microorganisme dans le sable, ont développé, en condition de carotte de sable, la théorie de filtration basée sur un modèle de rétention irréversible de 1er ordre (**SIMONI *et al*, 1998**). Ce modèle tient compte de la concentration bactérienne initiale introduite dans le sable, de la concentration bactérienne mesurée à l'instant t dans le sable, de la porosité de la couche de sol, du rayon du tuyau collecteur, de la distance parcourue par l'eau d'infiltration, du facteur d'efficacité du collecteur, du coefficient de filtration et de l'efficacité de collision, cette efficacité de collision exprimant le rapport entre la concentration initiale des microorganismes et leur concentration instantanée le long de la colonne de sable (**CAMESANO and LOGAN, 1998**). La rétention des bactéries par le sable contribue à l'épuration des eaux usées qui s'infiltreront avec leurs contenus fécaux et non fécaux. Ce phénomène, pour **SCHOLL and HARVEY (1992)**, survient lorsque l'association bactérie-surface de la particule de sable est largement contrôlée par les forces électrostatiques.

En effet, le sable a un pouvoir épurateur important que ce soit sur le plan physico-chimique ou microbiologique (**MOUHIR *et al*, 2001**). La décontamination majeure des effluents en charge bactérienne est assurée par les caractéristiques granulométriques, l'épaisseur de la couche colmatante, l'épaisseur de la lame d'eau infiltrée quotidiennement, la fréquence et la périodicité des apports en eau au niveau des filtres à sable (**BLAKE et TISO, 1985**). Ainsi, les mécanismes biologiques à savoir la prédation des bactéries par les protozoaires paraît-elle avoir un rôle important quant à l'élimination de la charge bactérienne (**ACEA *et al*. 1988; LONGE, 1989**).

CONCLUSION

Conclusion

Le présent travail de recherche a abordé la problématique de traitement des eaux usées dans notre zone, qui comporte d'importantes unités industrielles dont les besoins en eau sont de plus en plus importants, face à une dégradation de cette ressource liée à la pollution de l'environnement.

Nous nous sommes attachés dans la première partie de ce manuscrit à apporter les connaissances nécessaires sur le traitement biologique des effluents domestiques en décrivant les différents types de polluants existants, le principe des procédés de traitement et leur caractéristiques de fonctionnement, le métabolisme bactérien, les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées traitées et la filtration sur sable.

L'étude a permis en premier lieu de caractériser les effluents de boues activées issus de la station de la station d'épuration de la Direction Régionale Haoud Berkaoui.

Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants pour l'élimination des matières en suspension en accord avec les normes de rejet des effluents de boues activées par l'Union Européenne. Les effluents traités sont caractérisés par un pH légèrement alcalin. Les concentrations de la DCO et la DBO₅ des eaux traitées sont respectivement satisfaisantes. L'élimination des nutriments, en NO₃⁻ et en PO₄³⁻ est très faible. Les concentrations résiduelles restent très élevées dans l'effluent traité. Cependant, ils constitueront un apport intéressant de fertilisation en nutriments azotés et phosphorés dans le cas d'une réutilisation en agriculture.

Quant aux bactéries, les eaux traitées issues de la STEP-HBK sont très chargées en coliformes totaux, coliformes thermotolérants, streptocoques fécaux et en spores de clostridium sulfite-réducteurs. Par conséquent, les effluents traités ne répondaient pas aux recommandations de l'O.M.S. quant à leur réutilisation pour l'arrosage d'espaces verts. L'effluent ne satisfait pas les critères sanitaires des eaux d'arrosage. Pour cette raison, son utilisation à des fins d'arrosage doit être précédée d'un traitement complémentaire visant à réduire les risques sanitaires. Cependant, il est nécessaire, dans ce cas, pour évaluer davantage sa qualité, d'étudier d'autres paramètres n'ayant pas fait l'objet de notre étude, à savoir : la salinité, le rapport d'absorption du sodium (RAS), les éléments traces (cadmium, aluminium, etc.), les ions toxiques.

À travers la seconde partie de notre travail qui consiste à réaliser un essai de recyclage de l'effluent secondaire sur une couche de sable filtrante en vue d'améliorer sa qualité microbiologique. Le sable d'origine concassé constituait les garnissages des colonnes d'infiltration. Au vu des résultats obtenus, il paraît que le procédé de filtration est une technique simple à mettre en œuvre, permettant de réduire efficacement la pollution particulaire, 100% des matières en suspension et de 81% de la turbidité, avec le moindre coût.

Ces supports présentaient en outre une très grande efficacité quant à la diminution du nombre des microorganismes de 99%, cette diminution varie d'un groupe à un autre. Mais d'une manière générale, un tel traitement peut participer à l'élimination d'une quantité importante, parfois quasi totale des germes et des spores. Le taux de rétention des bactéries contaminantes des eaux filtrées, dépend, d'une part, de la bactérie contaminante considérée et, d'autre part, de la charge d'eau polluée versée au-dessus de cette colonne de sable. Les caractéristiques des eaux qui percolent évoluent dans le temps, montrant que la rétention des polluants chimiques et bactériologiques des eaux d'infiltration par la colonne de sable est un processus dynamique. De même le système assure un abattement jusqu'à 100 % en coliformes fécaux et spores de clostridium sulfite-réducteurs, et de 99 % pour les coliformes totaux et les streptocoques fécaux. La meilleure performance semble déjà être atteinte dès la sortie des filtres à sable.

La qualité de l'effluent filtré correspond à la classe A de l'O.M.S pendant toute la durée de cet essai ce qui permettait sa réutilisation en irrigation sans aucune restriction.

Ce traitement est donc très utile pour réduire la quantité de désinfectants chimiques (hypochlorite de sodium) nécessaires surtout pour l'élimination des germes et micro-organismes résistants à ce type de désinfectants.

Il serait très important de mener une étude s'étalant sur une plus longue période afin d'observer l'avènement du colmatage dans ces réacteurs et son incidence sur les capacités d'infiltration et de filtration, ainsi que son impact sur le développement bactérien au sein du milieu poreux.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- 1-ACEA M.J and ALEXANDER M. (1988)**-Growth and survival of bacteria and introduced into carbon-amended soil. *Soil Biol. Biochem.*, 20, pp 703-709.
- 2-ALTMAYER N, ABADIA G, SCHMITT S et LEPRINCE A. (1990)**-Risques microbiologiques et travail dans les stations d'épuration des eaux usées. Document pour le médecin du travail, n°44, pp 374-377
- 3-AMY G, DEBROUX J.F, ARNOLD R et WILSON L.G. (1996)**-Preozonation for enhancing the biodegradability of wastewater effluent in a potable-recovery soil aquifer treatment (SAT) system. *Rev. Sci. Eau*, 9, pp 365-380
- 4-ANDREJ TRAMPUZ, JULIA STEINRÜCKEN, MARTIN CLAUSS, ALAIN BIZZINI, ULRIKA FURUSTRAND, ILKER UÇKAY, ROBIN PETER, JACQUES BILLE, OLIVIER BORENS MER and REAS SERRA. (2010)**-Nouvelles méthodes pour le diagnostic des infections liées aux implants. *Rev Med Suisse* 6, pp 731-734
- 5-ANDREOZZI R, RAFFELE M and NICKLAS P. (2003)**-Pharmaceuticals in STP effluents and solar photodegradation in aquatic environment, *Chemosphere*. pp 1319–1330.
- 6-ANONYME 1. (2004)**- Dictionnaire Larousse
- 7-ANONYME 2. (2007)**-Direction Régionale Haoud Berkaoui
- 8-ANONYME 3. (2003)**- Station d'épuration des eaux usées Haoud Berkaoui. Manuel d'entretien des équipements et d'exploitation de la station. Volume 1. SONATRACH , pp1-6
- 9-APHA, AWWA and WEF. (1998)**- Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, 20ème édition, pagination multiple.
- 10-ARAMINI J, MC LEAN M, HOPES J, COPES R, ALLEN B and SEARS. W. (2000)** -Drinking water quality and health care utilization for gastrointestinal illness in Greater Vancouver ». http://www.hcsc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bch_pubs/vancouver_dwq.htm

- 11-ASANO T. (1998).** Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, pp 1475
- 12-AULICINO E A, MASTRANTONIO A, ORSINI E, BELLUCCI C, MUSCILLO M. and LAROSA G. (1996).** Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. Water, Air, and Soil Pollution 91, pp 327-334.
- 13-BASSOMPIERRE Cindy. (2007).** procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote a la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble, pp 25-42
- 14-BAUDISOVA D. (1997)-**Evaluation of *Escherichia coli* as the main indicator of faecal pollution. Water Science and Technology 35, pp 333-336.
- 15-BAUMONT S, CAMARD J-P, LEFRANC A, FRANCONI A. (2005)-**Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France
- 16-BEAUPOIL A, LE BORGNE C, MOUSSA ATTO A, MUCIG C et ROUX A. (2010)-** Risques sanitaire liés à la réutilisation des eaux usées traitée pour l'aéroaspersion des espaces verts.ingénieur du génie sanitaire PERSAN, pp 46
- 17-BEJ A.K, MCCARTY S.C, and ATLAS R.M. (1991)-**Detection of Coliform Bacteria and Escherichia-Coli by Multiplex Polymerase Chain-Reaction - Comparison with Defined Substrate and Plating Methods for Water-Quality Monitoring. Applied and Environmental Microbiology 57 (8), pp 2429-2432.
- 18-BELAID N. (2010).** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse Doctorat de l'Université de Sfax, pp 1-39.
- 20-BELGIORNO V, LUIGI R, DESPO F, CLAUDIO D R, GIUSY L, NIKOLAOU A, VINCENZO N, and SUREYYA M. (2007).** Review on endocrine disruptingemerging compounds in urban wastewater: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for wastewater reuse. Desalination 215, pp 166–176.

- 21-BEN THAYER B, RIAHI K, BOUDHRAA H. (2007)**- Élimination de la turbidité par oxygénation et filtration successives des eaux de la station de Sfax (Sud de la Tunisie). *Revue des sciences de l'eau*. Volume 20, numéro 4, pp 355-365.
- 22-BERNIER B, DUMOULIN P-P et TETREAULT R. (2001)**-Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique Direction des politiques du secteur municipal. Service de l'expertise technique en eau. France.
- 23-BIXIO D, DE HEYDER B, CHIKUREL H, MUSTON M, MISKA V, JOKSIMOVIC D, SCHÄFER A I, RAVAZZINI A, AHARONI A, SAVIC D. and THOEYE C. (2005)**-Municipal wastewater reclamation: where do we stand? An overview of treatment technology and management practice. *Wat. Sci. Tech.: Wat. Supply*, 5(1), pp 77–85.
- 24-BIXIO D, THOEYE C, WINTGENS T, RAVAZZINI A, MISKA V, MUSTON M, CHIKUREL H, AHARONI A, JOKSIMOVIC D and MELIN T. (2008)**-Water reclamation and reuse: implementation and management issues. *Desalination* 218, pp 13–23
- 25-BLAKE G. et TISO G. (1985)**-Épuration des eaux domestiques par infiltration
épuration : Rôle respectif des différents compartiments. *Information eaux. Afge*, 34, pp 11-23.
- 26-BLIEFERT C, PERRAUD R. (2001)**-Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. Edition de Boeck , pp 317 à 477.
- 27-BONIN J. (1986)**-Hydraulique urbaine appliqué aux agglomérations de petite et moyenne importance, Edition Eyrolles Paris, pp 2- 30.
- 28- BONTOUX . (1993)**-Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp 166.
- 29-CALLOW M.E and FLETCHER R L. (1994)**-The influence of low surface-energy material on bioadhesion. – A review. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 34, pp 333-348.

- 30-CAMESANO T.A and LOGAN B.E. (1998)**-Influence of fluid velocity and cell concentration on the transport of motile and nonmotile bacteria in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 32, pp1699-1708
- 31-CAMPOS C. (2008)**-New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*. 218, pp 34–42.
- 32-CARDOT C. (1999)**-Les traitements de l'eau – Procédés physico-chimiques et biologiques. Ellipses, Paris : pp 247.
- 33-CARRILLO M, ESTRADA E, AND HAZEN T.C. (1985)**-Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Applied Environmental Microbiology* 50 (2), pp 468-476.
- 34-CASTANY G. (1982)**- Principes et méthodes de l'hydrogéologie, Edition Bordas Paris.
- 35-CAUCHI , HYVRARD, NAKACHE, SCHWARTZBROD, ZAGURY, BARON, CARRE, COURTOIS, DENIS, DERNAT, LARBAIGT, DERANGERE, MARTIGNE, et SEGURET. (1996)**-Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes* 2 pp 81-118.
- 36-CAWST. Center for affordable Water and Sanitation Technology. (2010)**-Manuel du filtre biosable conception, construction, installation, fonctionnement et entretien. Canada, pp 1-54
- 37-CHACHUAT E, ROCHE N et LATIFI M A. (2007)**- Nouvelle approche pour la gestion optimale de l'aération des petites stations d'épuration par boues activées. *L'eau, l'industrie, les nuisances – 240*, pp 24-30.
- 38-CHOUBERT J-M. (2002)**- Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées a basse température. Thèse Doctorat de l'Université Louis Pasteur – Strasbourg I, pp 29-32.
- 39-CHOCAT. B. (1997)**-Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Edition Techniques et documentations, Paris, pp1124.
- 40-CORSIN P et LE STRAT P, GLS. (2007)**-Réutilisation des eaux usées, Les effluents des stations d'épuration : comment les rendre aptes à une seconde vie. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 299, pp38-39.

41-COSTERTON, J.W., CHENG, K. J., GEESEY, K. G., LADD, P. I., NICKEL, J.C., DASGUPTA, M. (1987)-Bacterial biofilm in nature and disease. Annual Review of Microbiology 41, pp 435.

42-CRITES R. and G. TCHOBANOGLIOUS. (1998)-Small and Decentralized Wastewater Management Systems, McGraw-Hill Series in Water Ressources and Environmental Engineering.

43-CROOK J. MACDONALD J A. TRUSSELL R R. (1999)- Potable use of reclaimed water. Journal of the American water work association, 1999, 91(8) : 40-49.

44-CSHPF, Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. (1995)-Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines Section des eaux, 22 pages.

45-DAPE, Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement. (2006)- Étude de réutilisation des eaux épurées à des fins agricoles ou autres sur tout le territoire national, Mission 1 : Reconnaissance et collecte des données de base, 120 pages.

46-DEGREMONT. (1989)-Mémento technique de l'eau : vol. 1, 9^{ème} édition. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp 592.

47-DEGREMONT. (1997)-Mémento technique de l'eau. Tome 1, Paris, pp 223-229

48-DEGREMONT. (2005)-Mémento technique de l'eau. Tome 1, 2^{ème} édition Cinquantenaire, Paris, pp 109-599.

49-DE MARSILY G. (1994)- Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants, Edition Ecole de mines de Paris

50-DERNAT M, ELMERICH P, POUILLOT M. (1994)-Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances n°182.

51-DERONZIER G, CHOUBERT J-M. (2004)-Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales FNDAE n° 29. Edition Cemagref, Antony, 24 pages.

- 52-DESJARDINS R. (1997)**-Le traitement des eaux, Edition de l'école polytechnique de Montréal
- 53-DEVAUX I. (1999)**-Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse Doctorat « Sciences de la Vie et de la Santé », univ. Joseph Fourier, Grenoble, pp 257.
- 54-DOMMERGUES Y et MONGENOT F. (1970)**-Ecologie microbienne du sol. Edition Masson et Cie Editeurs, pp 796
- 55-DORÉ M. (1989)**-Chimie des oxydants et traitement des eaux. Edition Lavoisier, Paris, France, pp505
- 56- DRBEO, Direction Risques Biologiques, Environnementaux et Occupationnels. (2006)**-Avis réutilisation d'effluents de stations de traitement d'eaux usées domestiques pour l'irrigation d'un terrain de golf groupe scientifique sur l'eau. Institut de santé publique Québec, 17 pages.
- 57-DUPAIN R, LANCHON R et SAINT ARROMAN J. (2004)**-L'analyse granulométrique. Edition Castella. pp34-37
- 58-DUPONT A. (1981)**-Hydraulique urbaine. Edition Eyrolles (tome 1). Paris
- 59-DUPRAY, E et DERRIEN, A. (1995)**-Influence du passage de Salmonella spp. et Escherichia coli en eaux usées sur leur survie en eau de mer. Wat. Res. 29(4), pp 1005-1011.
- 60-ECOSSE D. (2001)**-Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. Mémoire D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sciences, Amiens. pp 62.
- 61-EDBERG S.C, RICE E.W, KARLIN R.J, and ALLEN M.J. (2000)**-*Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. Journal of Applied Microbiology 88, pp 106-116.

- 62-EFFEBI K R. (2009)**-Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse Doctorat. Université de Liège Campus d'ARLON, pp 7-9.
- 63-FABY J.A et BRISSAUD F. (1997)**-L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, pp76
- 64-FAO. (2003)**. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation, pp 73
- 65-FAURIE C, FERRA C, MEDORI P, DEVAUX , HEMOPTINNE J-L. (2005)**- Ecologie approche scientifique et pratique. 5^{ème} Edition Tec et Doc, Paris, pp214-215.
- 66-FRANCK.R. (2002)**-Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, pp165-239.
- 67-GARCIA-ARMISEN T. (2006)**-Etude de la dynamique des Escherichia coli dans les rivières du bassin de la Seine. Thèse Doctorat, Université Libre de Bruxelles, pp 15-16
- 68-GAUJOUS D. (1995)**-La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp 220.
- 69-GAUTHIER F and ARCHIBALD F. (2001)**-The Ecology of "fecal indicator" bacteria commonly found in pulp and paper mill water systems. Water Research 35 (9), pp 2207-2218.
- 70-GAUTHIER M et PIETRI C. (1998)**-Devenir des bactéries et virus entériques en mer, Microorganismes dans les écosystèmes océaniques. Edition Masson, pp 447.
- 71-GERMAIN E., BANCROFT L., DAWSON A., HINRICHS C., FRICKER L. et PEARCE P. (2007)**. Evaluation of hybrid processes for nitrification by comparing MBBR/AS and IFAS configurations. Water Sci. Technol 55, pp 8-9.
- 72-GOULA B T A, KOUAME I K, COULIBALY L, GNAGNE T, SAVANE I et DJOMAN P D. (2007)**-Caractérisation des effluents de boues activées d'une usine agroalimentaire en vue de son utilisation comme eau d'arrosage de pelouses en zone tropicale humide. Revue des sciences de l'eau, vol. 20, n° 3, pp. 299-307.
- 73-GOUNOT A.M. (1994)**-Microbial ecology of groundwater. Dans : GIBERT J. & STANFORD J. (Éditeurs), Groundwater Ecology. Academic Press, San Diego, 189-219.

- 74-HADJ-SADOK Z M. (1999)**-Modélisation et estimation dans les bioréacteurs; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau. Thèse Doctorat: Sciences de l'Ingénieur, Nice – Sophia Antipolis. pp 267.
- 75-HAMODA M.F. (2004)**-Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* 165. pp 31-41
- 76-HARMSSEN J. (1987)**-Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Wat. Res* , 17, pp 669-705.
- 77-HARTANI T. (2004)**. La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Algérie. Institut national agronomique, Alger, Algérie, pp 3.
- 78-HASLAY.C et LECLERC. H. (1993)**. Microbiologie des eaux d'alimentation. Edition Techniques et documentations, Paris, pp 309-347.
- 79-HAZOURLI S., BOUDIBA L., ZIATI M. (2007)**-Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 06, pp. 45-55.
- 80-HEISE S et GUST G. (1999)**-Influence of the physiological status of bacteria on their transport into permeable sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 190, pp 141-153.
- 81-HENDRY M.J, LAWRENCE J.R and MALOSZEWSKI P. (1997)**- Role of sorption in the transport of *Klebsiella oxytoca* through saturated silica sand. *Ground Water*, 35, pp 574-584.
- 82-JI L. et J. ZHOU (2006)**. Influence of aeration on microbial polymers and membrane fouling in submerged membrane bioreactors. *J. Membr. Sci.*, 276, 168-177.
- 83-JIMENEZ B. et ASANO T. (2007)**- International survey of wastewater reclamation and reuse practice, eds. IWA Publishing.
- 84-JORA. JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE (1993)**- Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles, n°46, pp 7.
- 85-KALOGO Y and VERSTRAETE W. (1999)**-Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic waste water treatment: motives and perspectives. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 15, pp 523-534.

86-KETTAB A. (1992). Traitement des eaux potables Edition OPU. Alger, pp 22-151.

87-KIMURA K., TOSHIMA S., AMY G., WATANABE Y. (2004)-Rejection of neutral endocrinedisrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. *Journal of Membrane Science* 245. pp 71–78

88-KOLLER E. (2004)-Traitement des pollutions industrielles. Eau – air – déchets – sols – boues. Prais, Dunod, pp 424.

89-KLUTSE A. et B. BALEUX. (1995)-Élimination des œufs de nématodes et des kystes de protozoaires des eaux usées domestiques par lagunage à microphytes en zone soudano-sahélienne. *Rev. Sci. Eau*, 8, pp 563-577.

90-LAINÉ S, POUJOL T, DUFAY S, BARON J and ROBERT P. (1998)-Treatment of stormwater to bathing water quality by dissolved air flotation, filtration and ultraviolet disinfection. *Water Sci. Technol.*, 38, pp 99-105.

91-LAZAROVA V. et BRISSAUD F. (2007)-Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France, *L'eau, l'industrie, les nuisances* N° 299, 11 pages.

92-LAZAROVA V., GAID A., RODRIGUEZ-GONZALES J., ALDAY ANSOLA J. (2003)-L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. *Techniques, Sciences et Méthodes* 9, pp 64-85.

93-LE HYARIC R. (2009)-Caractérisation, traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épurations. Thèse Doctorat l'Institut National des Sciences appliquées de Lyon, pp 30-34.

94-LECLERC H, MOSSEL, D.A.A., EDBERG, S.C., and STRUIJK, C.B. (2001)-Advances in the bacteriology of the Coliform Group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Review of Microbiology* 55, pp 201-234.

95-LECLERCQ, A., WANEGUE C, and BAYLAC, P. (2002)-Comparison of fecal coliform agar and violet red bile lactose agar for fecal coliform enumeration in foods. *Applied and Environmental Microbiology* 68 (4), pp 1631-1638.

- 96-LEMARCHAND, K., MASSON, L., and BROUSSEAU, R. (2004)**-Molecular biology and DNA microarray technology for microbial quality monitoring of water. *Critical Reviews in Microbiology* 30 (3), pp145-172.
- 97-LONGE E.O. (1989)**-Epuration des eaux usées par infiltration, Mécanismes de décontamination et protection des eaux souterraines. Thèse. Doctorat Univ. Sci. et Tech, du Languedoc, Académie de Montpellier, pp 353.
- 98-LUNN M. (2001)**-The deliberate indirect wastewater reuse scheme at Essex & Suffolk Water. Colloque de Noirmoutier. pp 4.
- 99-MADIGAN Michael et MARTINKO John. (2007)**-Biologie des microorganismes. 11^{ème} édition, Pearson/éducation, Paris, pp 918-932.
- 100-MAYER A.S., CARRIÈRE P.P.E., GALLO C., PENNELL K.D., TAYLOR T.P., WILLIAMS G.A., ZHONG L. (1997)**-Ground water quality. *Water Environ. Res.*, 69, pp 778-844.
- 101-MC LELLAN, S.L., DANIELS, A.D., and SALMORE, A.K. (2001)**-Clonal populations of thermotolerant Enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with fecal Escherichia coli counts. *Applied and Environmental Microbiology* 67, pp 4934-4938.
- 102-MEINCK F, STOOFF H et KOHLSCHÜTTER H. (1977)**-Les eaux résiduaires industrielles, 2^{ème} Ed Masson, Paris, pp863.
- 103-MIDELET, G. (2002)**-Etude des transferts microbiens par contact depuis des surfaces inertes vers un aliment. Application à la situation industrielle des bandes convoyeuses utilisées dans l'industrie de la viande. Thèse doctorat; université de Bourgogne.
- 104-MILLSAP K.W, VAN DER MEI H C, BOS R and BUSSCHER H.J. (1998)**-Adhesive interaction between medically important yeasts and bacteria. *FEMS Microbiol. Rev.*, 21, pp 321-336.
- 105-MONTIEL A. (2004)**-Contrôle et préservation de la qualité microbiologique des eaux : traitements de désinfection. *Rev. Fr. Lab*, 364, pp 51-53.

106-MOUHIR L ; CHOUKRALLAH R ; SERGHINI A, FEKHAOUI M ET FADLI D. (2001). Performances épuratoires d'un système de traitement par infiltration-percolation et dénitrification en milieu semi-aride au Maroc. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la vie, 2001, n°23, 83-88

107-MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE H. (2005). Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries. Caractérisation physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surfaces et les souterraines. Thèse Doctorat. Université de Bamako, pp 29.

108-MRE. (2003)-Synthèse sur la situation de l'assainissement et évaluation des besoins en station de traitement et d'épuration en vue de protéger les ressources en eau. Séminaire sur le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en eau, Alger, Algérie. pp 11.

109-MURPHY E.M and GINN T.R. (2000)- Modelling microbial process in porous media. Hydrogeol. J., 8, pp 142-158.

110-NOLA M, NJINE T, KEMKA N, ZEBAZE TOGOUET S.H, SERVAIS P, MESSOULI M et BOUTIN CL. (2006)-Transfert des bactéries fécales vers une nappe phréatique à travers une colonne de sol en région équatoriale : influence de la charge en eau appliquée en surface. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science Volume 19, n°2, pp 101-112.

111-Norme NFT9-101. (1988). Détermination de la demande chimique en oxygène AFNOR, Paris.

112-Norme nf en 1189. (1997). Dosage du phosphore. Méthode spectrométrique. AFNOR, Paris.

113-Norme NFT 90-413. (1985). Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermotolérants. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide(NPP), AFNOR, Paris.

114-Norme NF EN ISO 9308-3. (1999)-Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide(NPP), AFNOR, Paris.

115-Norme NF T 90-145. (1985)-Recherche et dénombrement des clostridium sulfite-réducteurs. Méthode par ensemencement en milieu solide, AFNOR, Paris.

116-Norme EN 872. (1996)-Dosage des MES par filtration sur filtre en fibres de verre. AFNOR, Paris.

117-OMS. (1979)-Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Bureau régional de l' pour l' Organisation Mondiale de la Santé, Copenhague, pp 168.

118-OMS. (1986)-Directives de qualité pour l'eau de boisson Organisation Mondiale de la Santé, Genève

119-OMS. (1989)-L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, pp 17-60.

120-OMS. (1994)-Directives de qualité de l'eau de boisson, 2^{ème} édition , Vol. 1 : Recommandations, OMS, Genève, pp. 8-30

121-OUALI M. S. (2001)-Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux. Office des Publications Universitaires, Alger, pp12-31.

122-PAING J. (2001)-Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobie : contrôle de l'émission d'H₂S pour la réduction des nuisances olfactives. Thèse Doctorat, Université Montpellier I, pp 255.

123-PAPAIACOVU I. (2001)-Case study- wastewater reuse in Limassol as an alternative water source, Desalination 138, pp 55-59.

124-POWELSON D.K and MILLS A.L. (2001)-Technical report waste management. J. Environ. Qual., 30, pp 238-245.

125-PRESCOTT, HARLEY et KLEIN. (2007)-Microbiologie. 2^{ème} Edition de Boeck, Paris, pp 837-855.

126-RALFS C, KLAUTH P, USTOHAL P and KLUMPP E. (2002)-Deposition and transport of metabolic active bacteria in soils: balance of biomass and influence of dividing behaviour. <http://www.riob.org/divers/megev/eau-montagne-2002/pdf/trevisan.pdf>.

127-RICHARD C. (1996)-Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Edition Elsevier, Paris, pp 32-54

128-RIVERA S.C, HAZEN T.C, and TORANZOS G.A. (1988)-Isolation of fecal coliforms from pristine sites in a tropical rain forest. *Applied and Environmental Microbiology* 54 (2), pp 513-517.

129-RODIER J. (1996)-L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer. 8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 968- 1046.

130-RODIER J. (2005)-L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer. 8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 1008-1043.

131-ROSE J.B, FARRAH S.R, HARWOOD V.J, LEVINE A.D, LUKASIK J, MENENDEZ P and SCOTT T. (2004)-Reduction of Pathogens, Indicators Bacteria and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Reclamation Processes. WERF final report. IWA publishing. London, UK.

132-Santé Canada. (1995)-La turbidité. Document de support aux recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Accessible à http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc_pubs/rqepdoc_appui/rqep.htm.

133-SANZ. J. P., FREUND. M., and HOTHER. S. (1996)-Nitrification and denitrification in continuous upflow filters process modelling and optimization. *Water Science and Technology*, 34, pp 441-448.

134-SCHOLL M.A and HARVEY R.W. (1992)-Laboratory investigations on the role of sediments surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environ. Sci. Technol.*, 26, pp 1410-1417

135-SEVRIN-REYSSAC J., DE LA NOÛE J., PROULX D. (1995)-Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp118.

136-SIMONI S.F, HARMS H, BOSMA T.N.P and ZEHNDER A.J.B., (1998)-Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low rates. *Environ. Sci. Technol*, 32, pp 2100-2105.

137-STRAUB, T.M. and CHANDLER, D.P. (2003)-Towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *Journal of Microbiological Methods* 53 (2), pp 185-197.

- 138-TALLON, P., MAGAJNA, B., LOFRANCO, C., and LEUNG, K.T. (2005)-** Microbial indicators of faecal contamination in water: A current perspective. *Water Air and Soil Pollution* 166 (1-4), pp139-166.
- 139-TIZGHADAM GHAZANI Mostafa. (2007)-**Etude des performances et optimisation d'un réacteur Cascade a biomasse hybride pour le traitement des eaux usées urbaines. Thèse Doctorat, Université de Limoges, pp 15-16
- 140-TOZE S. (1999)-**PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. *Water Res* 33, pp 3545–3556.
- 141-TRAD RAÏS M et XANTHOULIS D. (1999)-**Amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires par stockage en bassins *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, pp149–157.
- 142- US EPA. (1999).** Guidance manual for compliance with the interim enhanced surface water treatment rule: turbidity provisions. United States Environmental Protection Agency (EPA 815-R-99-010). Accessible à <http://www.epa.gov/safewater/mcl/.pdf>
- 143- USEPA. (2007)-**Water & Health Series: Filtration Facts. United States Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/safewater/faq/pdfs/fs_healthseries_filtration.pdf.
- 144-VANCE D.B. (2002)-**Particulate transport in groundwater part II - Bacteria. Accessible à <http://2the4.net/paartbact.html>.
- 140-VILAGINES R. (2003)-**Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie. 2^e édition, Editions Tec&Doc, pp198.
- 145-VILAGINES Roland. (2003)-**Eau environnement et santé publique – introduction à l'hydraulique. 2^{ème} édition. Edition Tec et Doc, Paris.
- 146-VILLEBRUN J. F. (1989)-**La déphosphatation biologique appliquée à la station d'épuration de Craon, Rapport de la DDAF de la Mayenne. Volume 2 : Critères d'hygiène et documentation à l'appui, Genève, Suisse, pp330.
- 147-WANKO A. MOSE R et LIENARD A. (2005)-**Capacités de traitement d'un effluent de synthèse en infiltration percolation. *Revue des sciences de l'eau*, vol. 18, n° 2, pp 165-175.

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 3: évolution hebdomadaire de quelques paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'effluent traité

Semaines des prélèvements	Température			pH		Ce $\mu\text{s}/\text{Cm}$		O ₂	
	Entrée	Sortie	Tatm (°C)	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
S1	16,9	14,8	11	7,85	7,55	2390	2380	1,73	4,84
S2	19,6	16,3	14	7,89	7,76	2650	2450	1,16	4,6
S3	19,2	17,6	16	7,63	7,61	2550	2510	0,99	4,75
S4	17,1	16,6	15	7,9	7,51	2350	2430	2,92	4,4
S5	17	15,8	16	7,96	7,72	2400	2340	1,95	3,65
S6	17,8	17,9	15	7,22	7,47	2370	2320	2,83	5,1
S7	22,1	20,4	21	7,6	7,4	2490	2470	0,6	3,83
S8	20	18	22	7,76	7,51	2590	2560	1,45	3,39
S9	21,2	19,6	24	8,6	7,6	2610	2580	1,98	3,2
S10	24,7	21,5	26	7,57	7,51	2810	2590	1,01	2,84
S11	23,4	21,2	24	7,63	7,54	2700	2580	1,45	3,56
S12	25	23,1	26	7,64	7,55	3010	2970	1,25	3,44
Moyenne	20,33	18,56	19,16	7,77	7,56	2576,67	2515	1,61	3,97

Tableau 4: Evolution hebdomadaire des MES et de la turbidité de l'eau brute et de l'effluent traité.

Semaines des prélèvements		MES			Turbidité (UTN)	
		Entrée	Sortie	Rendement %	Entrée	Sortie
S1	06/02/2011	238	20	91,59	237	19
S2	14/02/2011	393	13	96,69	423	22
S3	21/02/2011	310	22	92,90	214	18
S4	28/02/2011	370	26	92,97	453	27
S5	07/03/2011	257	18	92,99	241	21
S6	14/03/2011	161	20	87,57	164	22
S7	21/03/2011	3430	54	98,42	2480	48
S8	28/03/2011	336	25	92,55	450	25
S9	04/04/2011	227	24	89,42	299	18
S10	10/04/2011	887	35	96,05	868	36
S11	18/04/2011	278	26	90,64	300	24
S12	25/04/2011	320	33	89,68	360	22
Moyenne		600,58	26,33	92,62	540,75	25,16

Tableau 5 : Evolution hebdomadaire des NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-} de l'eau brute et de l'effluent traité

Semaines des prélèvements		NO_2^- (mg/l)		NO_3^- (mg/l)		PO_4^{3-} (mg/l)	
		Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
S1	06/02/2011	0,072	0,029	14,8	36,4	3,6	2,6
S2	13/02/2011	0,049	0,026	10,6	49,5	3,73	2,1
S3	20/02/2011	0,088	0,049	8,1	42,9	2,46	2,58
S4	27/02/2011	0,236	0,206	10,3	31,7	4,66	4,48
S5	06/03/2011	0,029	0,006	5,4	17,4	5,4	10,7
S6	13/03/2011	0,167	0,019	10,5	18	2,15	5,1
S7	22/03/2011	0,003	0,072	28,5	50,8	1,44	2,95
S8	27/03/2011	0,009	0,032	9,3	36,1	2,7	2,49
S9	03/04/2011	0,059	0,045	3,4	16,1	2,74	2,86
S10	10/04/2011	0,167	0,016	4,4	45,1	1,76	3,75
S11	17/04/2011	0,013	0,082	12	44,2	2,15	4,65
S12	24/04/2011	0,131	0,295	11,2	46,3	4,86	5,75
Moyenne		0,085	0,073	10,71	36,20	3,14	4,16

Tableau 6 : Evolution hebdomadaire de la DCO et la DBO₅ de l'eau brute et de l'effluent traité

Semaines des prélèvements	DBO ₅ (mg O ₂ /l)			DCO (mg O ₂ /l)			DCO/DBO ₅ Entrée
	Entrée	Sortie	Rendement %	Entrée	Sortie	Rendement %	
S1 06/02/2011	110	4	96,36	396	75	81,06	3,6
S2 13/02/2011	120	8	93,33	361	56	84,48	3,01
S3 20/02/2011	160	4	97,5	241	74	69,29	1,50
S4 27/02/2011	150	6	96	208	78	62,5	1,38
S5 06/03/2011	160	8	95	230	74	67,82	1,43
S6 13/03/2011	150	10	93,33	320	66	79,37	2,13
S7 22/03/2011	700	46	93,43	2000	176	91,2	2,85
S8 27/03/2011	130	10	92,31	480	68	85,83	3,69
S9 03/04/2011	140	10	92,86	353	46	86,96	2,52
S10 10/04/2011	164	35	78,66	1325	116	91,24	8,08
S11 17/04/2011	120	12	90	165	57	65,45	1,37
S12 24/04/2011	150	14	90,67	255	58	77,25	1,7
Moyenne	187,83	13,95	92,45	527,83	78,67	78,54	2,77

ANNEXE 2

1 - Aspects sanitaires de la réutilisation des eaux usées en agriculture

Le temps de survie des pathogènes excrétés dans différents environnements à une température de 20-30°C sont repris au tableau 22. Les données indiquent que presque tous les pathogènes excrétés peuvent survivre suffisamment longtemps dans l'eau, le sol, et sur les cultures pour engendrer des risques potentiels vis à vis des ouvriers agricoles (FAO, 2003).

Tableau du Temps de survie des pathogènes excrétés à 20-30°C

Type de Pathogène	Temps de survie en jours			
	Dans les fèces, les matières de vidange et les boues	Dans les eaux claires et les eaux usées	Sur le sol	Sur les plantes
Virus				
<i>Enteroviruses</i>	< 100 (< 20)	< 120 (< 50)	< 100 (<20)	< 60 (<15)
Bactéries				
Coliformes fécaux	< 90 (<50)	< 60(< 30)	< 70 (< 20)	< 30 (< 15)
<i>Salmonella</i> spp.	< 60 (< 30)	< 60 (< 30)	< 70 (< 20)	< 30 (<15)
<i>Shigella</i> spp.	< 30 (<10)	< 30 (< 10)	-	< 10 (< 5)
<i>Vibrio cholerae</i>	< 30 (< 5)	< 30 (< 10)	< 20 (< 10)	< 5 (< 2)
Protozoaires				
<i>Entamoeba histolytica</i> cysts	< 30 (< 15)	< 30 (< 15)	< 20 (< 10)	< 10 (< 2)
Helminthes	Plusieurs	Plusieurs	Plusieurs	< 60 (< 30)
<i>Ascaris lumbricoides</i> oeufs	mois	mois	mois	

Les valeurs entre parenthèses montrent le temps de survie habituel

Tableau des valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (Journal Officiel de la République Algérienne, 2006)

Paramètres	Unités	Valeurs Limites
Température	°C	30
pH	-	6,5 à 8,5
MES	mg/l	35
Turbidité	UTN	50
DBO ₅	mg/l	35
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	30
Phosphates	mg/l	02
Phosphore total	mg/l	10
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	03
Cadmium	mg/l	0,2
Fer	mg/l	03
Manganèse	mg/l	01
Mercure total	mg/l	0,01
Nickel total	mg/l	0,5
Plomb total	mg/l	0,5
Cuivre total	mg/l	0,5
Zinc total	mg/l	03
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures totaux	mg/l	10
Indice Phénols	mg/l	0,3
Fluor et composés	mg/l	15
Étain total	mg/l	02
Composés organiques chlorés	mg/l	05
Chrome total	mg/l	0,5
(*) Chrome III +	mg/l	03
(*) Chrome VI +	mg/l	0,1
(*) Solvants organiques	mg/l	20
(*) Chlore actif	mg/l	1,0
(*) PCB	mg/l	0,001
(*) Détergents	mg/l	2
(*) Tensioactifs anioniques	mg/l	10

(*) Valeurs fixées par le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993

Tableau des recommandations microbiologiques révisées de l'OMS (1989) pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture

Catégories	Conditions de réutilisation	Groupes exposés	Techniques d'irrigation	Nématodes intestinaux ^b	Coliformes fécaux ^c	Traitements recommandés pour atteindre le niveau de qualité microbiologique
A	Irrigation sans restrictions					
	A1 Pour les cultures maraichères consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics ^d	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	$\leq 0,1^e$	$\leq 10^3$	Série de bassins de stabilisation bien conçus, réservoir de stockage et de traitement remplis séquentiellement, ou traitement équivalent (p. ex. traitement secondaire conventionnel suivi soit d'un lagunage tertiaire, soit d'une filtration et d'une désinfection)
B		B1 Travailleurs (mais pas les enfants < 15 ans), populations alentour	Par aspersion	≤ 1	$\leq 10^3$	Série de bassins de rétention dont un bassin de maturation ou un bassin séquentiel ou un traitement équivalent (p. ex. traitement secondaire conventionnel suivi soit par des lagunages tertiaires, soit une filtration)
	Irrigation restreinte. Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et forêt	B2 comme B1	Par rigole d'infiltration ou par gravité	≤ 1	$\leq 10^3$	Comme pour la catégorie A
		B3 Travailleurs dont les enfants < 15 ans, population alentour	Toutes	$\leq 0,1$	$\leq 10^3$	Comme pour la catégorie A
C	Irrigation localisée sur des cultures de la catégorie B s'il n'y a pas d'exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Goutte-à-goutte, micro-jet, etc.	Pas de norme	Pas de norme	Pré-traitement nécessaire pour des raisons techniques liées à l'irrigation, mais pas moins qu'une sédimentation primaire

(a) Dans certains cas particuliers, les facteurs épidémiologiques, socio-culturels et environnementaux devront être pris en compte, et les recommandations modifiées en conséquence.

(b) Moyenne arithmétique du nombre d'œufs/l. Les espèces considérées sont *Ascaris*, *Trichuris* et l'ankylostome ; la recommandation correspond aussi à une protection contre les protozoaires parasites.

(c) Moyenne géométrique du nombre/100 ml. La moyenne géométrique (G) est définie comme étant la racine Nième du produit des N termes d'une série statistique.

(d) Une limite plus restrictive (< 200 coliformes fécaux / 100 ml) est appropriée pour les pelouses publiques, comme les pelouses d'hôtels, avec lesquelles le public peut avoir un contact direct.

(e) Cette limite peut être augmentée à < 1 œuf/l si (i) il fait chaud et sec et que l'irrigation de surface n'est pas pratiquée ou (ii) le traitement de l'eau contient aussi des traitements chimiothérapeutiques anti-helminthes.

(f) Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la récolte, et aucun fruit ne doit être récolté au sol. L'irrigation par aspersion ne doit pas être utilisée

Tableau des prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires, d'après le journal officiel des communautés européennes (S.T.E.P-HBK).

Paramètres	concentration	Pourcentage minimal de réduction (1)	Méthode de mesure de référence
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅ à 20°C) : sans nitrification (2)	25 mg/l 02	70-90	Échantillon homogénéisé, non filtré, 1 non décanté. Détermination de l'oxygène dissous avant et après une incubation de 5 jours à 20°C ± 1 °C, dans l'obscurité complète. Addition d'un inhibiteur de nitrification.
Demande chimique en oxygène (DCO)	125 mg/l 02	75	Échantillon homogénéisé, non filtré, non décanté. Bichromate de potassium.
Total des matières solides en suspension	35 mg/l (3)	90(3)	- Filtration d'un échantillon représentatif sur une membrane de 0.45 (µm, séchage à 105 °C et pesée. - Centrifugation d'un échantillon représentatif (pendant 5 minutes au moins, avec accélération moyenne de 2 800 a 3200 g, séchage à 105C° pesée.

(1) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée.

(2) Ce paramètre peut être remplacé par un autre : carbone organique total (COT), ou demande totale en oxygène (DTO), si une relation peut être établie entre la DBO₅ et le paramètre de substitution.

Tableau des normes physico-chimiques de rejets de l'OMS (1989).

Paramètres		Normes
T°	C°	30
pH		6.5-8.5
O ₂	mg/l	5
DBO ₅	mg/l	30
DCO	mg/l	90
MES	mg/l	30
Zinc	mg/l	2
Chrome	mg/l	0.1
Azote total	mg/l	50
Phosphates	mg/l	2
Hydrocarbures	mg/l	10
Détergents	mg/l	1
Huiles et graisses	mg/l	20

Tableau des normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation.

Paramètres	Normes
pH	6.5 à 8.5
Conductivité électrique (ms/cm)	<3*
MES (mg/l)	<70*
DCO (mg/l)	<40*
DBO ₅	<30*
N ₃ ⁻ (mg/l)	<50*
N ₂ ⁻ (mg/l)	<1*
P ₄ ³⁻ (mg/l)	< 0.94*
HCO ₃ (mg/l)	500**
S ₄ ²⁺ (mg/l)	400**
CL" (mg/l)	1065**
Ca ²⁺ (mg/l)	400**
Na ⁺ (mg/l)	920**
Mg ²⁺ (mg/l)	60.75**
Cd ²⁺ (mg/l)	0.01*
Pb ²⁺ (mg/l)	0.05*
Zn ²⁺ (mg/l)	2*
Cr ⁶⁺	0.1*
NH ₄ ⁺ (mg/l)	<2*

Source: *OMS (1989), ** FAO (2003)

Glossaire

Anoxie: lorsque les cellules ne reçoivent plus d'oxygène.

Biofilm : est une communauté multicellulaire plus ou moins complexe et symbiotique de micro-organismes (bactéries, champignons, algues ou protozoaires), adhérant entre eux et à une surface, et marquée par la sécrétion d'une matrice adhésive et protectrice.

Boue : matières solides (ayant souvent une teneur élevée en eau) qui sont formées lorsque des eaux résiduaires sont immobiles de sorte que les solides plus denses précipitent.

Dénitrification : La conversion biologique des nitrates ou des nitrites en N₂ ou N₂O gazeux.

Diatomées: le plus grand groupe d'algues du phylum des chrysophycées. Ce sont des organismes unicellulaires mais peuvent apparaître sous forme de colonies ramifiées ou rameuses. Leurs cloisons cellulaires consistent en deux valves presque identiques, qui s'imbriquent l'une dans l'autre comme le fond et le couvercle d'une boîte. Les cloisons contiennent de la cellulose, mais elles sont principalement composées de silice, qui leur donne une certaine rigidité et produit également des dessins en relief qui servent souvent de caractères distinctifs. Leur cytoplasme contient le pigment vert appelé chlorophylle, mais d'autres pigments - particulièrement le xanthophylle.

Eutrophisation : phénomène évolutif au cours duquel le milieu s'enrichit en matières nutritives d'une manière excessive, il en résulte une véritable dégradation du milieu qui peut être irréversible. Les éléments responsables de cet enrichissement sont essentiellement le phosphore et l'azote, mais aussi le potassium, le manganèse, les sulfates et certains oligoéléments peuvent y prendre une part active.

Myocardite : est l'inflammation ou la dégénérescence du muscle cardiaque.

Orthophosphates : sels ou esters d'acide phosphorique.

Percolation : c'est la circulation d'un fluide à travers une substance poreuse, sous l'effet d'une pression.

Ubiquitaire : c'est la capacité de se trouver au même moment en plusieurs lieux.

Stripping: Procédé de fractionnement qui consiste à éliminer des composants légers d'un produit pétrolier par injection de gaz inerte ou de vapeur d'eau.