

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Biotechnologies Environnementales et Génie des Procédés

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du titre

D'Ingénieur d'Etat en Génie de l'Environnement

THEME :

**CARACTERISATION ET TRAITEMENT DES
EFFLUENTS HOSPITALIERS DU CHU DE TLEMCCEN**

Présenté par :

BEDJAOUI Rima & BRAHIMI Imene Fatima Zohra

Soutenu publiquement le 17 Juin 2017 devant le jury suivant :

| | | | |
|--------------------|-----------------|-------------------|------------|
| Président : | N.MAMERI | Professeur | ENP |
| Promoteur : | N.ABDI | Professeur | ENP |
| Examineur : | H.GRIB | Professeur | ENP |

Ecole Nationale Polytechnique

10, Avenue Hacén Badi, El-Harrach, Alger.

ENP 2017

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Biotechnologies Environnementales et Génie des Procédés

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du titre

D'Ingénieur d'Etat en Génie de l'Environnement

THEME :

**CARACTERISATION ET TRAITEMENT DES
EFFLUENTS HOSPITALIERS DU CHU DE TLEMCCEN**

Présenté par :

BEDJAOUI Rima & BRAHIMI Imene Fatima Zohra

Soutenu publiquement le 17 Juin 2017 devant le jury suivant :

Président : N.MAMERI Professeur ENP

Promoteur : N.ABDI Professeur ENP

Examineur : H.GRIB Professeur ENP

Ecole Nationale Polytechnique

10, Avenue Hacén Badi, El-Harrach, Alger.

ENP 2017

ملخص

المواد الكيميائية المستخدمة في المستشفيات لأنشطة الرعاية و الأبحاث الطبية في معظم الأحيان توجد في النفايات السائلة و بالفعل تم تحديد المستشفيات كمصدر للكائنات الحية الدقيقة المسببة للإمراض للنظائر المشعة و المنظفات و المركبات الهالوجينية العضوية و مخلفات العقاقير . في هذه الدراسة قمنا بتعيين الخصائص الفيزيائية و الميكروبيولوجية لمياه الصرف لمستشفى تلمسان. ثم قارنا النتائج مع المعايير لمياه الصرف الصناعية و استنتجنا انها تتطلب معالجة اولية. لهذا اخترنا تقنية التخثر الكهربائي و اتبعنا تركيز المواد الكيميائية في ظروف اعتبرناها الامثل من خلال تغيير معايير التشغيل المختلفة و حصلنا على كفاءة خفض 95 بالمائة في الوضع المستمر و الغير المستمر و اخيرا قمنا بتعيين الخصائص الفيزيائية و الميكروبيولوجية بعد المعالجة

كلمات البحث: النفايات السائلة للمستشفى، الخصائص الفيزيائية، الميكروبيولوجية، التخثر الكهربائي

Abstract

Chemicals used in hospitals for medical care and research activities are most often found in liquid effluents. Indeed, hospitals have been identified as an indisputable source of emissions of pathogenic microorganisms, isotope radios, detergents, organohalogen compounds and drug residues. In this work, we have characterized the effluents of the hospital of Tlemcen, in order to evaluate the main parameters of physicochemical and microbiological pollution. Then we compared the results obtained with the effluent discharge standards in force and we deduced that these hospital effluents required a pretreatment. For this, we chose electrocoagulation because our effluent is not biodegradable and we followed the concentration of COD under conditions that we considered optimal by varying the various operating parameters, we obtained a reduction efficiency of the COD of 95% in batch mode and continuous mode, and finally we characterized the effluent after treatment.

Key words: hospital effluents, physico-chemical characterization, microbiological characterization, electrocoagulation.

Résumé

Les substances chimiques utilisées dans les hôpitaux pour les activités de soin et de recherche médicale sont le plus souvent retrouvées dans les effluents liquides. En effet, les hôpitaux ont été identifiés comme source incontestable d'émissions de microorganismes pathogènes, de radios isotopes, de détergents, de composés organohalogénés et de résidus de médicaments. Dans le présent travail, nous avons caractérisé les effluents de l'hôpital de Tlemcen, afin d'évaluer les principaux paramètres de pollution physicochimiques et microbiologiques. Ensuite nous avons comparé les résultats obtenus aux normes de rejets des effluents industriels en vigueur et nous avons déduit que ces effluents hospitaliers nécessitaient un prétraitement. Pour ce, nous avons choisi l'électrocoagulation car notre effluent est peu biodégradable et nous avons suivi la concentration en DCO dans des conditions que nous avons jugé comme optimales en variant les différents paramètres opératoires, nous avons obtenu un rendement de réduction de la DCO de 95% en mode discontinu et en mode continu et enfin nous avons caractérisé l'effluent après traitement,

Mots clés : effluents hospitaliers, caractérisation physico-chimique, caractérisation microbiologique, électrocoagulation.

Dédicaces

A la mémoire de ma mère qui a tant souffert pour me donner le jour et qui m'a soutenu jusqu'à son dernier souffle.

A nos très chers parents qui nous ont tout donné par leur grand soutien, leurs encouragements et leurs énormes sacrifices.

A nos familles : Tema, Salim, Lamia, Wassila, Mohamed, Zola, Baki, Drifa, Said, Yassine, Bouchra, Imad, Imene, Mustapha et Cherif.

A nos amis : Nacera, Khadidja, Lamia, Malika, Naima, Safaa, Insaf et Dihia.

A tous ceux qui nous ont aidé de près ou de loin.

Remerciements

Nous remercions tout d'abord ALLAH tout puissant de nous avoir donné la force, le courage et la volonté pour arriver au bout de ce travail.

Nos remerciements les plus sincères :

A nos parents à qui on doit une reconnaissance infinie pour leur soutien et leur patience.

A Mme ABDI d'avoir accepté d'être notre promotrice ainsi que pour son suivi durant la réalisation de notre Projet de fin d'étude et sa rigueur dans le travail.

A Mr MAMERI et Mr GRIB pour leur encadrement et leurs conseils éclairés qu'ils nous ont offert durant notre projet.

A tonton Houes et tonton Mustapha pour leur précieuse aide qu'on n'oubliera jamais.

A Mr BELARIBI, Mr BEDJIL, Mr BRAHMI, Mr BELHADJ et Mr OUELD SLIMANE pour leur accueil familial, leur inestimable contribution dans notre travail et leur précieux soutien.

A notre très chère Imene pour la bonne humeur qu'elle a su nous procurer durant nos moments difficiles.

Enfin, que toute personne ayant participé à l'élaboration de ce travail puisse trouver l'expression de notre sincère gratitude.

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

| | |
|--|----|
| INTRODUCTION GENERALE..... | 13 |
| 1 généralités sur les effluents hospitaliers..... | 14 |
| 1.1 introduction..... | 15 |
| 1.2 problématique des effluents hospitaliers | 17 |
| 1.2.1 les rejets de nature domestique..... | 18 |
| 1.2.2 les rejets de nature spécifique à l'hôpital | 19 |
| Les services concernés sont : | 22 |
| 1.3 les risques des effluents hospitaliers pour la santé et l'environnement..... | 23 |
| 1.3.1 les risques infectieux | 24 |
| 1.3.2 les risques chimiques et toxiques | 25 |
| 1.3.3 les risques liés aux éléments radioactifs..... | 29 |
| 1.4 normes et législation..... | 30 |
| 1.5 conclusion :..... | 32 |
| 2 filières de traitement des effluents hospitaliers..... | 33 |
| 2.1 introduction..... | 34 |
| 2.2 prétraitements préconisés pour les effluents hospitaliers | 34 |
| 2.3 les filières de traitement des effluents hospitaliers | 36 |
| 2.3.1 traitement de l'effluent par voie biologique (boue activée) | 36 |
| 2.3.2 traitement de l'effluent par voie physique..... | 36 |
| 2.3.3 traitement de l'effluent par voie physico-chimique | 37 |
| 2.3.4 traitement de l'effluent par voie électrochimique | 38 |
| 2.4 conclusion..... | 46 |
| 3 matériel & méthodes..... | 48 |
| 3.1 introduction..... | 49 |
| 3.2 matériel..... | 49 |
| 3.2.1 dispositif expérimental | 49 |
| 3.2.2 réacteur d'électrocoagulation | 50 |
| 3.2.3 mise en œuvre de la méthode | 50 |

| | | |
|-------|---|----|
| 3.3 | méthodes..... | 51 |
| 3.3.1 | méthodes d'échantillonnage..... | 51 |
| 3.3.2 | méthodes de mesure..... | 60 |
| 3.3.3 | méthodes d'analyse..... | 61 |
| 3.4 | conclusion..... | 68 |
| 4 | résultats et discussions de la campagne de prélèvements..... | 69 |
| 4.1 | introduction..... | 70 |
| 4.2 | paramètres physico-chimiques globaux..... | 70 |
| 4.2.1 | la température..... | 71 |
| 4.2.2 | la couleur et l'odeur..... | 71 |
| 4.2.3 | ph..... | 71 |
| 4.2.4 | oxygène dissous..... | 71 |
| 4.2.5 | conductivité..... | 72 |
| 4.2.6 | dbo ₅ (demande biochimique en oxygène) et dco (demande chimique en oxygène)..... | 73 |
| 4.2.7 | mes (matières en suspension)..... | 73 |
| 4.3 | paramètres physico-chimiques locaux..... | 73 |
| 4.3.1 | l'azote..... | 74 |
| 4.3.2 | les phosphates..... | 75 |
| 4.3.3 | les sulfates..... | 76 |
| 4.3.4 | les fluorures..... | 76 |
| 4.3.5 | les chlorures..... | 76 |
| 4.3.6 | le potassium, le magnésium, le calcium, le sodium..... | 76 |
| 4.4 | les métaux lourds..... | 76 |
| 4.4.1 | le nickel..... | 77 |
| 4.4.2 | le cuivre..... | 77 |
| 4.4.3 | le fer..... | 78 |
| 4.4.4 | le zinc..... | 78 |
| 4.4.5 | le plomb..... | 78 |
| 4.5 | paramètres microbiologiques..... | 79 |
| 4.5.1 | les coliformes totaux..... | 79 |
| 4.5.2 | les coliformes fécaux..... | 80 |
| 4.5.3 | les streptocoques fécaux..... | 81 |
| 4.5.4 | e-coli et les salmonelles typhi..... | 82 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 4.6 | conclusion..... | 83 |
| 5 | traitement des effluents hospitaliers par électrocoagulation..... | 84 |
| 5.1 | introduction..... | 85 |
| 5.2 | paramètres influençant l'électrocoagulation..... | 85 |
| 5.2.1 | effet du ph..... | 85 |
| 5.2.2 | effet de la densité de courant..... | 88 |
| 5.2.3 | effet du rapport s/v | 91 |
| 5.2.4 | effet de la température..... | 93 |
| 5.3 | optimisation de la méthode de traitement en discontinu | 96 |
| 5.4 | caractérisation de l'eau traitée | 97 |
| 5.4.1 | paramètres physicochimiques..... | 98 |
| 5.4.2 | métaux lourds | 100 |
| 5.4.3 | paramètres microbiologiques | 102 |
| 5.5 | traitement de l'effluent en mode continu..... | 104 |
| 5.6 | conclusion..... | 107 |
| | CONCLUSION GENERALE..... | 108 |
| | Références bibliographiques..... | 110 |
| | ANNEXES..... | 115 |

Liste des figures

| | |
|--|-----|
| Figure 1 : Circuit d'élimination des médicaments par les patients | 21 |
| Figure 2 : Réacteur d'électrocoagulation | 40 |
| Figure 3 : Réacteur pilote d'électrocoagulation | 50 |
| Figure 4 : Plan du centre hospitalo-universitaire de Tlemcen..... | 52 |
| Figure 5 : Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique | 65 |
| Figure 6 : Schéma de l'appareillage d'une chromatographie ionique | 66 |
| Figure 7: Technique de dénombrement après filtration sur membrane | 68 |
| Figure 8 : Saturation en oxygène en fonction de la température | 72 |
| Figure 9 : Recherche des coliformes totaux pour la méthode NPP | 80 |
| Figure 10 : Recherche des coliformes fécaux pour la méthode NPP | 81 |
| Figure 11 : Recherche des streptocoques fécaux par la méthode de filtration sur membrane | 81 |
| Figure 12 : Recherche des streptocoques fécaux par la méthode NPP..... | 82 |
| Figure 13 : Recherche des salmonelles typhi par la méthode de filtration sur membrane..... | 83 |
| Figure 14 : Recherche des E-Coli par la méthode NPP | 83 |
| Figure 15 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour différentes valeurs de pH..... | 86 |
| Figure 16 : Hydrolyse de l'aluminium en fonction du pH..... | 87 |
| Figure 17 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction du pH_i | 88 |
| Figure 18: Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de densité de courant | 89 |
| Figure 19 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction de la densité de courant | 90 |
| Figure 20 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs du rapport S/v | 92 |
| Figure 21 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction du rapport S/v..... | 93 |
| Figure 22 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de température | 94 |
| Figure 23 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction de la température | 95 |
| Figure 24 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour des conditions optimales | 96 |
| Figure 25 : Taux d'élimination des nitrates, des chlorures et des fluorures..... | 100 |
| Figure 26 : Rendement d'élimination des métaux lourds | 101 |
| Figure 27: Rendement d'élimination des métaux lourds | 102 |
| Figure 28 : Dispositif d'électrocoagulation en mode continu..... | 105 |
| Figure 29 : Formation de floccs au cours du traitement | 105 |
| Figure 30 : Evolution de la DCO en fonction du temps en mode continu..... | 106 |

Liste des tableaux

| | |
|---|-----|
| Tableau 1 : Catégories des déchets d'activités de soin | 16 |
| Tableau 2 : Classification des déchets | 16 |
| Tableau 3 : Risques sanitaires liés aux métaux lourds | 29 |
| Tableau 4 : Valeurs limites des principaux paramètres de pollution..... | 31 |
| Tableau 5 : Filières de prétraitements appropriés pour les effluents hospitaliers | 35 |
| Tableau 6 : Compagne de prélèvements | 54 |
| Tableau 7 : Matériaux utilisés pour prélèvements | 56 |
| Tableau 8 : Conditions de conservation des échantillons | 58 |
| Tableau 9 : Facteur de multiplication de la DBO ₅ en fonction de la concentration et du volume prélevé | 62 |
| Tableau 10 : Résultats des paramètres globaux | 70 |
| Tableau 11 : Résultats des paramètres locaux | 74 |
| Tableau 12 : Résultats de la caractérisation des métaux lourds | 77 |
| Tableau 13 : Résultats de la caractérisation microbiologique | 79 |
| Tableau 14 : Résultats de la caractérisation physicochimique avant et après traitement | 98 |
| Tableau 15 : Résultats de la caractérisation des métaux lourds avant et après traitement | 100 |
| Tableau 16 : Résultats de la caractérisation microbiologique avant et après traitement | 102 |

Liste des abréviations

°C: Degré Celsius.

µm:micromètre

Al : Aluminium.

Aq : Aqueux.

Ca: Calcium.

Cd: Cadmium.

CH₃Hg: Méthylmercure.

CHU : Centre Hospitalier Universitaire.

CI : Chromatographie Ionique.

Cl⁻ : Chlorure

Cm : Centimètre.

CPEPESC : Commission De Protection Des Eaux, Du Patrimoine, De L'environnement, Du Sous Sol Et Des Chiroptères Franche-Comté.

DAS : Déchets d'activités de soin.

DBO₅: Demande biochimique en oxygène.

DC : Discontinu.

DCO: Demande chimique en oxygène.

E : Electron.

E.Coli : Escherichia coli.

EC : Electrocoagulation.

F : Fluorure.

Fe: Fer .

FTU :Formazine Turbidity Unit.

g : Gramme.

H : Heure.

H⁺: Ions hydrogène.

H₂ : Hydrogène

H₂O: Eau.

HCl : acide chlorhydrique.

HCO_3^- : Hydrogénocarbonate.

Hg : Mercure.

ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement.

ISO : Organisation Mondiale De Normalisation.

K : Potassium.

L : Liquide.

L : Litre.

M : Métal.

m^2 : Mètre carré.

m^3 : Mètre cube.

MES: Matières en suspension.

Mg : magnésium.

mg: Milligramme.

mS : milisiemens

N : Nombre D'électron Echangé.

N : normale.

Na : Sodium.

NaOH : Hydroxyde de Sodium

NF : Norme Française.

nm: nanomètre.

NO_3^- : Nitrate

NPP : nombre le plus probable.

O_2 : Oxygène

ONA : Office Nationale de l'Assainissement.

OH^- : Ions hydroxyde.

OMS : Organisation mondiale de la santé.

P : Nombre D'électrode.

Pb: Plomb.

pH: Potentiel d'hydrogène.

qsp : quantité suffisante pour.

R_{anode} : Rendement Anodique.

R_{cathode} : Rendement Cathodique.

S : Solide.

SAA : Spectroscopie D'absorption Atomique.

SIDA : Syndrome d'immunodéficience acquise.

SO_4^{2-} : Sulfate

UFC : Unité Faisant Colonie.

UV : Ultra Violet.

INTRODUCTION GENERALE

Depuis maintenant plusieurs années, l'Algérie commence à s'intéresser de plus en plus aux problèmes de l'environnement. En effet, une multitude de textes de lois ont vu le jour faisant le bonheur des écologistes et de toutes les personnes consciencieuses de l'environnement.

Cependant, malgré tous ces efforts, il existe encore des secteurs d'activité où aucune législation n'est disponible, et où les rejets sont déversés dans la nature ou bien dans le réseau d'assainissement urbain sans aucun prétraitement. C'est le cas par exemple, des hôpitaux et des centres hospitaliers.

Concernant le secteur de la santé, les hôpitaux pourraient être à l'origine d'une pollution dont il faut tenir compte dans une démarche générale d'évaluation du risque sanitaire et environnemental.

Il existe plusieurs sources de rejet d'éléments pathogènes à l'hôpital. Des germes bactériologiques, viraux et parasitaires peuvent être évacués avec les eaux ainsi que les produits d'analyses des laboratoires et des salles de soin, s'il n'existe pas de systèmes de récupération ou de traitement spécifiques pour ces rejets.

Cette étude s'inscrit dans le cadre de la caractérisation et du traitement des rejets liquides hospitaliers du CHU de Tlemcen, dont l'objectif est d'évaluer leur qualité physicochimique et bactériologique afin de préconiser un mode de traitement adéquat.

Dans cette optique, notre travail est structuré en cinq chapitres comme suit :

- Le premier chapitre présente des généralités sur les effluents hospitaliers ;
- Le deuxième chapitre propose les différentes filières de traitement des effluents hospitaliers ;
- Le troisième chapitre présente le matériel expérimental utilisé et définit les multiples techniques d'analyse ;
- Le quatrième chapitre montre les résultats obtenus lors de la campagne de prélèvements ;
- Le dernier chapitre aborde le traitement des effluents hospitaliers par électrocoagulation ;

CHAPITRE I

Généralités sur les effluents hospitaliers

1.1 Introduction

La protection de l'environnement devient de plus en plus une préoccupation collective. La question des déchets est quotidienne et touche chaque être humain tant sur le plan professionnel que familial. En qualité de consommateur, producteur, usager du ramassage des ordures et trieur de déchets recyclables, citoyen ou contribuable, chacun peut et doit être acteur d'une meilleure gestion des déchets.

En Algérie, la quantité des déchets générée s'est accrue. Elle est due à la fois à l'accroissement démographique, l'amélioration de la qualité de la vie, au non recyclage, au manque de savoir vivre et à la croissance économique.

De par leur activité les établissements de soin produisent des déchets en grande quantité, et de nature très diverse : ce sont des déchets d'activité de soin (DAS), les DAS sont générés par des sources majeures comme les hôpitaux, les cliniques, les laboratoires, les centres de recherche ou par des sources mineures comme les cliniques dentaires, les services ambulanciers et les soins à domicile.

Les activités liées aux professions de la santé produisent des déchets dangereux. En effet, elles utilisent des produits chimiques, dont le traitement doit être soigneusement pris en charge.

La classification internationale de l'OMS distingue :

Tableau 1 : Catégories des déchets d'activités de soin [MICHAEL J. SUESS et al]

| Catégories | Producteurs |
|--|--|
| Les déchets d'activités des soins des établissements de santé | <ul style="list-style-type: none"> • Secteur hospitalier (hôpitaux, cliniques) • Industries pharmaceutiques • Etablissements de recherche et d'enseignement |
| Les déchets médicaux diffus | <ul style="list-style-type: none"> • Secteur professionnel en exercice, libéral • Laboratoire d'analyse médicale |
| Les déchets des soins des ménages et des personnes en automédication | <ul style="list-style-type: none"> • Toute personne, hors de l'intervention libérale ou d'un établissement de santé |

Tableau 2 : Classification des déchets [MICHAEL J. SUESS et al]

| Déchets solides | |
|--|--|
| Sortes | Exemples |
| Déchets infectieux non tranchants | Gaz/bandages, déchets anatomiques, gants, pansements, sachets de sang, matériel souillé de sang... |
| Déchets infectieux tranchants | Seringues, aiguilles, bistouris, lames, lancettes... |
| Déchets non infectieux | Papiers emballages, bouteilles, reste de nourritures, cartons, épiluchures |
| Déchets liquides | |
| Eaux usées des installations sanitaires, eaux de lavage du sol, eaux de cuisine, de cantine, des lavabos et de la buanderie. | |

La diversité des déchets hospitaliers induit une organisation particulière de conditions et de rythmes de collecte. Par ailleurs, cette gestion constitue un problème qui reste difficilement maîtrisable en Algérie et ce, faute d'application rigoureuse des textes de loi promulgués.

1.2 Problématique des effluents hospitaliers

Les substances chimiques utilisées dans les hôpitaux pour les activités de soins et de recherche médicale sont pour une part importante retrouvées dans les effluents liquides. Cette forme d'évacuation n'est pas exempte de risques pour les espèces vivantes des écosystèmes qui sont exposés.

Les hôpitaux sont de grands consommateurs d'eau potable. Cette importante consommation en eau des hôpitaux donne naissance à de grands volumes de rejets liquides chargés de micro-organismes (dont certains sont multi-résistants aux antibiotiques), de métaux lourds (en particulier le mercure et l'argent) et de produits chimiques toxiques (résidus médicamenteux, réactifs antiseptiques, détergents, révélateurs et fixateurs de radiographies...), parfois radioactifs.

Les travaux réalisés sur la microbiologie des effluents hospitaliers mettent en évidence la présence de germes ayant acquis des caractères de résistance aux antibiotiques. Une flore bactérienne totale constante est trouvée pour ces rejets. Les eaux usées hospitalières révèlent de façon systématique la présence de molécules chlorées en concentrations élevées et de façon ponctuelle la présence de métaux lourds tels le mercure et l'argent.

Les effluents générés par l'activité hospitalière peuvent présenter un danger potentiel pour l'homme et son environnement compte tenu de la nature et de l'importance des substances spécifiques qu'ils contiennent et en raison de leur évacuation, au même titre que les rejets urbains classiques, vers le réseau d'assainissement communal sans traitement préalable. Les pollutions microbiologiques, toxicologiques et génotoxiques (substances cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction), ajoutées à l'importance des volumes d'effluents produits (de l'ordre de 1 m³ /jour/lit actif) amènent à se poser plusieurs questions sur leur risque potentiel pour l'homme et son environnement d'une part et sur leur influence négative sur le traitement biologique en STEP. Actuellement, des études sont réalisées dans le but de :

- recenser les produits entrant dans l'hôpital et étudier leur spécificité (risque pour l'homme et pour l'environnement)
- caractériser les effluents du point de vue chimique et microbiologique
- proposer une stratégie adaptée pour améliorer la qualité des rejets.

L'hôpital est un grand consommateur d'eau; en effet, alors qu'en milieu domestique la consommation est de 150 à 200 L par habitant et par jour. La valeur moyenne passe de 400 à 1200 L dans les hôpitaux. Se rajoutent également à cette consommation d'eau, les eaux spéciales utilisées par l'hôpital comme l'eau stérile [Darsy, C., Lescure, I., Payot, V., & Rouland, G]. Il existe plusieurs types de rejets hospitaliers :

- les rejets de nature domestique
- les rejets spécifiques à l'hôpital

1.2.1 Les rejets de nature domestique

Dans cette catégorie, on retrouve les rejets des cuisines, les rejets de produits détergents, les rejets des garages et ateliers, et enfin ceux de la blanchisserie.

1.2.1.1 Les rejets des cuisines

La confection des repas pose principalement le problème de rejet d'eaux grasses. Celles-ci outre les problèmes de putréfaction qu'elles génèrent, provoquent des dépôts dans les canalisations et le colmatage du réseau d'assainissement.

1.2.1.2 Les rejets de produits détergents et d'entretien

La consommation de détergents et de produits d'entretien dans un hôpital est considérable compte-tenu de l'usage intensif qu'il en est fait : blanchisserie, nettoyage des surfaces, nettoyage du matériel médico-chirurgical, toilette des patients et du personnel. Pour connaître approximativement les volumes de détergents et de produits d'entretien rejetés, il suffit de se référer aux bons de commande. Les risques de pollution par ces rejets sont surtout liés à leur nature chimique, leur caractère non biodégradable pour certaine et leur utilisation intensive.

1.2.1.3 Les rejets des garages et ateliers

Les garages et les ateliers utilisent des produits chimiques (détergents, savons, huiles...). On peut donc également parler de pollution chimique par les rejets occasionnés, avec cependant une pollution moindre pour les ateliers, les quantités utilisées étant moins importantes.

1.2.2 Les rejets de nature spécifique à l'hôpital

Ces rejets sont spécifiques d'une part de l'activité de soins concernant de nombreux services et d'autre part de l'activité de certains services.

1.2.2.1 Les rejets spécifiques communs aux différents services de soins

On retrouve dans cette catégorie de rejet tout ce qui est relatif :

- aux produits désinfectants et antiseptiques
- aux rejets de germes pathogènes
- aux médicaments
- aux métaux lourds (mercure)

1.2.2.1.1 Les rejets de produits désinfectants et antiseptiques

L'hôpital est un gros consommateur de produits désinfectants et antiseptiques, compte tenu des problèmes d'hygiène qu'on y rencontre.

Les principaux produits désinfectants utilisés pour la désinfection des sols et des surfaces ou encore pour la désinfection des instruments et des matériels sont :

- soit des produits chlorés, le plus courant étant l'eau de javel
- soit des produits contenant des aldéhydes tels que par exemple le glutaraldéhyde pour la désinfection de certains matériels médico-chirurgicaux (endoscopes, fibroscopes...) ou encore le formaldéhyde sous forme liquide employé pour la désinfection des circuits d'hémodialyse.
- soit des produits contenant des dérivés

Les antiseptiques, produits chimiques utilisés pour lutter contre les infections bactériennes des peaux, des plaies sont principalement le soluté de Dakin (dérivé chloré), la bétadine et la chlorhexidine.

1.2.2.1.2 Les rejets contenant des éléments pathogènes

L'hôpital est un lieu où sont concentrées des personnes potentiellement porteuses de germes pathogènes et où peuvent se développer des infections nosocomiales. Il se pose alors la problématique de savoir si l'hôpital peut-être générateur d'une pollution bactériologique.

En effet, il peut exister plusieurs sources de rejet d'éléments pathogènes à l'hôpital. Des germes bactériologiques, viraux et/ou parasitaires peuvent être évacués avec les eaux vannes et avec les produits d'analyses des laboratoires s'il n'existe pas de systèmes de récupération ou de traitement spécifiques.

De plus, du fait de l'utilisation quelquefois intensive d'antibiotiques à l'hôpital certaines souches bactériennes peuvent développer des facultés de poly résistance aux antibiotiques. Le danger de pollution peut donc être accentué par la présence de ces germes dans le réseau d'assainissement public.

Cependant, il reste à démontrer que la composition bactérienne des eaux usées hospitalières est notablement différente de celle des eaux usées domestiques et que ces éléments pathogènes sont en concentration suffisante pour causer des maladies et donc parler de contamination.

1.2.2.1.3 Les rejets médicamenteux

Les médicaments utilisés dans les établissements de santé sont variés et représentent des quantités importantes. On peut citer à titre d'exemple, les analgésiques, les antipyrétiques, les antibiotiques, les antiviraux, les antifongiques, les immunodépresseurs et les anticancéreux.

Les consommations peuvent bien sûr varier suivant l'établissement et les services de soins. Pour avoir une approche quantitative, il faut se référer aux feuilles de commande adressées à la pharmacie par les différents services de l'hôpital. On distingue deux voies d'élimination des médicaments, la première et la plus conséquente concerne les excréta et les liquides biologiques, la seconde le circuit d'élimination des médicaments non utilisés et du matériel souillé.

Le circuit d'élimination des médicaments par les patients peut-être représenté par le schéma suivant:

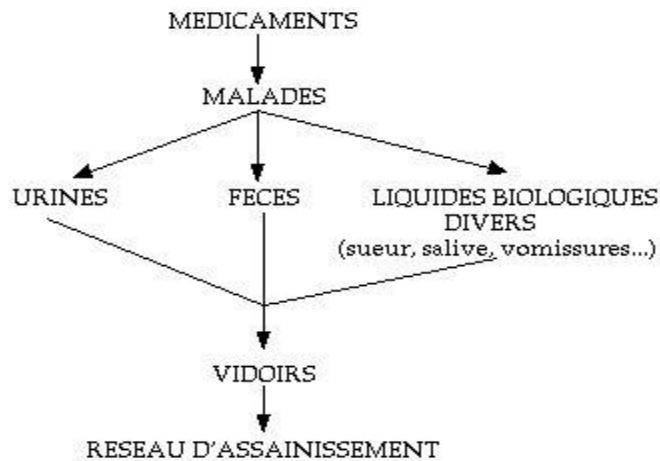


Figure 1 : Circuit d'élimination des médicaments par les patients [L.THEBAULT]

Suivant la voie d'administration du médicament, il sera plus ou moins métabolisé par l'organisme et on retrouve donc en partie les médicaments et les métabolites dans le réseau des eaux usés. Pour certains médicaments cela peut poser de graves problèmes de santé publique et d'environnement si aucune précaution n'est prise quant à leur rejet notamment pour les anticancéreux.

L'élimination des médicaments non utilisés ou périmés est faite, dans certain cas, via les éviers et les vidoirs des services. Cela est évidemment un cas extrême de négligence mais malheureusement on le retrouve dans certains établissements.

1.2.2.1.4 Les rejets contenant des métaux lourds

Les métaux lourds pouvant être retrouvés dans les rejets hospitaliers sont l'argent (service de radiologie) et le mercure. Le mercure étant un métal très dangereux puisqu'il est très toxique. On le retrouve accidentellement dans les eaux usées suite à des thermomètres cassés. Certaines sondes gastriques, certains antiseptiques et la colonne des tensiomètres manuels...contiennent également du mercure

1.2.2.2 Les rejets spécifiques à certains services de soins

Les services concernés sont :

- L'hémodialyse
- La radiologie
- La médecine nucléaire
- Les laboratoires d'analyses et Pharmacie

1.2.2.2.1 Le service d'hémodialyse

Les rejets de ce service sont de deux types, d'une part le rejet consécutif au traitement du malade et d'autre part les rejets de désinfection des appareils.

En effet, le principe des appareils d'hémodialyse fonctionne par des procédés de transfert de toxines à travers une membrane depuis le sang du patient vers le circuit de dialysat. Des rejets liquides seront donc générés et qui dans la majorité des cas se déversent à l'égout. Or ils peuvent être chargés en produits chimiques (médicaments...) et facteurs infectieux.

Le second paramètre à prendre en compte concerne les protocoles de désinfection du matériel utilisant des produits chimiques tels que le formol ou l'eau de javel. Les rejets s'effectuent directement dans le réseau à l'égout.

1.2.2.2.2 Les laboratoires d'analyses et la pharmacie

Dans le cadre de leurs activités (travaux et analyses, nettoyage des appareils), les laboratoires utilisent différents produits chimiques (solvants, acides, bases, produits radioactifs, produits de rinçage...) et manipulent des liquides biologiques (sang, urines, selles, expectorations, cellules...) plus ou moins infectieux. Ces produits présentent des dangers pour l'environnement et pour l'homme rendant nécessaire des mesures particulières d'utilisation et d'élimination.

En considérant que la plupart des produits les plus dangereux sont en principe récupérés dans des containers, il n'en reste pas moins que la plupart des lavages et rinçages, ainsi que certains liquides biologiques négatifs en culture sont évacués dans le réseau d'égout. La pharmacie utilise également dans ses activités des produits chimiques dangereux pour

l'environnement et la santé publique. Cependant, de part sa fonction de pharmacovigilance celle-ci est plus apte à évaluer les risques et par conséquent à prendre des mesures adaptées pour éviter ces risques de pollution.

1.2.2.2.3 Les services de Médecine nucléaire

Pour le diagnostic in vivo ou in vitro ou pour des finalités thérapeutiques, ce service manipule des éléments radioactifs qui vont générer des déchets solides mais aussi des déchets liquides.

Une unité de médecine nucléaire peut rejeter des effluents radioactifs provenant :

- des laboratoires de préparation et de manipulation
- des sanitaires de l'unité
- des chambres protégées réservées à l'hospitalisation des patients faisant l'objet d'une thérapie anticancéreuse.

1.2.2.2.4 Les services de Radiologie-Imagerie médicale

Il s'agit dans ce cas des effluents photographiques générés lors du développement des films radiologiques sur support papier ou film. La technique utilise des produits chimiques de contraste et consomme une grande quantité d'eau en particulier pour les bains de rinçage. On retrouve donc les révélateurs, les fixateurs, les sels d'argent (en quantité variable suivant l'utilisation qui en est faite), dans les eaux usées. Or ces produits sont des sources de pollution importante.

1.3 Les risques des effluents hospitaliers pour la santé et l'environnement

En milieu hospitalier, on retrouve des effluents de nature biologique (sang, crachats, urines, etc.), de nature chimique (acides, bases, solvants...etc.) et mixtes chimico-biologique (liquides biologiques mélangés à des réactifs chimiques). Le risque infectieux et toxique est lié aux quantités rejetées et à la qualité de l'effluent. Le risque concerne à la fois l'homme et l'environnement.

1.3.1 Les risques infectieux

Ce risque est lié aux différents micro-organismes pouvant être véhiculés par le sang et les liquides biologiques. La flore hospitalière est composée à la fois de la flore des malades et des germes de l'environnement (sols, surfaces, matériels, eau, air...etc.) .Ainsi, les germes pathogènes que l'on trouve dans les eaux usées hospitalières peuvent être :

- Des bactéries présentes dans les selles ou les urines (Salmonelles, Shigellaspp.Coliformes, Vibrions, Streptocoques, etc.).
- Des bactéries responsables d'infections nosocomiales (Staphylocoques, Streptocoques, Pseudomonas...). Toutes acquièrent avec le temps une résistance aux antibiotiques qui les rend plus dangereuses.
- Des virus (hépatites, entérovirus, rota virus...).
- Des parasites (amibes, taenia, ascaris, champignons...).
- Les agents infectieux strictement pathogènes responsables d'infections contagieuses. Ils proviennent des patients atteints de tuberculose, varicelle, infections à méningocoques, salmonelloses ou sida etc....
- Les liquides biologiques des malades (sang...etc.) provenant des blocs opératoires et laboratoires d'analyse
- Les effluents chargés de matières organiques, de microorganismes, d'antiseptiques, de détergents et de désinfectants ainsi que de solutions chlorées.

Ces risques infectieux peuvent être liés soit aux malades ou bien aux activités de soin.

1.3.1.1 Les risques infectieux liés au malade

Certains patients sont plus à risques de contracter une infection nosocomiale. Il s'agit de patients porteurs de pathologies chroniques :

- Diabète
- Insuffisance rénale
- Insuffisance hépatique
- Incontinence urinaire
- Immunodépression (aplasie, leucopénie, leucémie, cancer, SIDA)

Certaines pathologies aiguës motivant l'hospitalisation :

- Polytraumatismes
- Brûlures
- Défaillance viscérale aiguë

1.3.1.2 Les risques infectieux liés aux soins

La nature et la qualité des soins qu'ils soient diagnostiques ou thérapeutiques, influent sur le risque de contracter une infection nosocomiale. Nous retrouvons notamment:

- Les interventions chirurgicales: Le risque d'infection de plaie opératoire est inégal selon le type d'intervention pratiquée. Ceci a amené à formaliser une classification des interventions selon la probabilité de contamination de la plaie opératoire.
- Les actes invasifs: Dans le cadre de l'activité des actes en obstétrique et néonatalogie, on retrouve surtout le sondage urinaire, le cathétérisme veineux, la ponction, l'intubation-ventilation, la coéloscopie, le drainage de liquide amniotique ... Par ailleurs d'autres facteurs interviennent : Certains traitements diminuent la résistance à l'infection corticothérapie prolongée radiothérapie chimiothérapie anticancéreuse. Toute insuffisance dans l'organisation des soins créent de nouvelles portes d'entrée potentielles d'infection.

1.3.2 Les risques chimiques et toxiques

Ces risques sont surtout liés aux produits chimiques rejetés sans précaution et contribuent à la pollution du réseau de rejet d'eaux usées. Certains produits peuvent avoir un pouvoir toxique allergisant, mutagène, tératogène. Ils peuvent se trouver en très faible quantité compte-tenu de la dilution dans les eaux usées. Le risque toxique concerne à la fois l'environnement et la santé publique. Les eaux hospitalières peuvent être contaminées par des métaux lourds (plomb, fer III, argent...etc.) et par des molécules organiques (solvants, antibiotiques, désinfectants, détergents, médicaments...etc.).

Le problème majeur est surtout lié aux médicaments anticancéreux qui présentent des risques mutagènes et tératogènes importants.

1.3.2.1 Le risque toxique lié aux détergents, aux désinfectants et aux antiseptiques

Les désinfectants présentent un risque toxique pour le personnel du bloc opératoire en rapport directement avec leurs principes actifs, les volumes utilisés et les concentrations. Le mode d'élimination peut présenter un risque pour le personnel intervenant dans la maintenance, par exemple des réseaux d'eaux usées.

1.3.2.2 Le risque toxique lié aux alcools, hydrocarbures, et aux acides

Lors du dosage de l'hémoglobine, les rejets en acides sont significatifs. Ils présentent un risque à la fois toxique et biologique (sang). De même, l'acide citrique, l'acide acétique et les dérivées chlorées, utilisées pour la dialyse, présentent un risque minime étant donné leur faible concentration. L'utilisation du formol et de l'alcool éthylique peut exposer le personnel et les patients à une toxicité cutanée et respiratoire.

1.3.2.3 Le risque toxique lié aux médicaments

C'est l'un des risques toxiques les moins étudiés, et ce n'est qu'au début des années quatre vingt que les chercheurs ont décelé les premières traces de médicaments dans les effluents des STEP et dans les eaux naturelles. En effet, les médicaments administrés aux humains et aux animaux domestiques (antibiotiques, hormones, antalgiques, tranquillisants et radioéléments) ont été mesurés dans les eaux de surface, dans les eaux souterraines, et dans l'eau potable. Des études réalisées en Angleterre révèlent la présence de médicaments à des concentrations supérieures à 1µg/L dans les écosystèmes aquatiques.[WATTS.C]

Les médicaments dans les écosystèmes aquatiques peuvent adopter, en termes de devenir, l'un des 3 trois principaux états possibles:

- Etre une substance totalement oxydée et de ce fait aboutie au dioxyde de carbone et à l'eau. On cite l'aspirine et presque tous les analgésiques par exemple. Cet état peut être assimilé à l'éco compatibilité de la substance.

- La substance est lipophile, difficilement dégradable, mais une partie de la substance est adsorbée par les boues de la STEP. C'est le cas de certains antibiotiques comme l'Oxytetracycline.
- Sous l'action de la métabolisation, la substance donne naissance à des métabolites ayant une structure hydrophile différente des molécules mères (lipophiles). Cependant les deux molécules mère et fille sont rémanentes et passent au travers des mécanismes épuratoires de la STEP pour se retrouver finalement dans les milieux récepteurs, ce qui peut donner naissance à un risque pour les organismes aquatiques au cas où les métabolites sont actifs.

Dans la littérature, de nombreuses études, [Mauduit, C] ont portées sur l'action de trois grands groupes de médicaments: les hormones sexuelles qui sont des perturbateurs endocriniens, les antibiotiques [Branchereau, V., Fauchon, N., &Thibert, S] parce qu'ils contribuent au développement de la multi résistance des bactéries, et les antitumoraux ou agents cytostatiques pour leur génotoxicité, sur l'environnement [Besse, J. P., &Garric, J].

Concernant les hormones sexuelles plusieurs études ont révélé que certaines hormones sexuelles ont des effets sur les organismes aquatiques à des concentrations inférieures à 1µg/L [Breton, Jean-Marie, ed.]. L'œstradiol par exemple, l'hormone sexuelle féminine, peut modifier les caractéristiques sexuelles de certains poissons à des concentrations de 20ng/L[Breton, Jean-Marie, ed.].

Les résidus des antibiotiques dans l'environnement sont soupçonnés d'être l'agent causal du développement des formes de résistance chez les bactéries [Montiel, Antoine.]. Ainsi, ces substances posent de sérieuses menaces à la santé publique pour le traitement et pour le contrôle de certaines maladies infectieuses, vu que les infections dues aux bactéries ne peuvent plus être traitées par les antimicrobiens actuellement connus.

Compte tenu de leur impact potentiel sur la santé et sur l'environnement Les agents antitumoraux, constituent un groupe important de médicaments en matière de risques sanitaires et environnementaux. Leurs caractères mutagène et cancérigène ont été démontrés En effet, les agents antitumoraux sont reconnus comme les médicaments les plus toxiques. [Emmanuel, Evens.] Les essais effectués sur leur biodégradation dans les effluents

hospitaliers et municipaux prouvent qu'ils sont pratiquement non biodégradables. D'autre part les tests de simulation sur les STEP montrent que ces produits ne sont pas adsorbés par les boues. Les concentrations retrouvées indiquent l'absence de tout mode d'élimination. Ainsi, ils restent omniprésents dans les STEP et dans les milieux naturels avec tous les risques de génotoxicité qu'ils présentent.

1.3.2.4 Le risque toxique lié aux métaux lourds

Le mercure est un métal lourd, liquide à température ambiante, est très utilisé en milieu hospitalier via les thermomètres. Aujourd'hui, étant donné le risque toxique qu'il représente, son utilisation tend à décroître fortement (en moyenne 6 thermomètres/lit/an soit 2g de Hg). Il présente un risque lorsqu'il se casse, il se disperse sous forme de petites billes difficilement récupérables. Dans plusieurs pays développés, il existe des entreprises spécialisées dans la collecte de ces billes de mercure.

En Algérie, les rejets de mercure sont éliminés par le réseau d'eau usée et contribuent à la contamination diffuse de l'atmosphère et du milieu aquatique. Dans les sédiments des rivières où il est stocké, le mercure métal est transformé en mercure organique par les bactéries. Il est alors absorbé par le plancton puis s'accumule dans les poissons.

Ce phénomène de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire est considérable : la concentration dans les poissons prédateurs est de plusieurs milliers de fois celle de l'eau. La consommation régulière de poissons fortement contaminés peut provoquer des désordres neurologiques graves, nous pouvons citer la catastrophe de la baie de Minamata au Japon suite au déversement de résidus de mercure qui ont pollué tout l'écosystème et contaminé la population [BENSEFA-COLAS, Lynda, ANDUJAR, Pascal, et DESCATHA, Alexis]. Par ailleurs, les hôpitaux qui souhaitent réduire ou éliminer l'utilisation du mercure dans leurs laboratoires pourraient avoir du mal à en identifier les sources. Le mercure est présent dans divers réactifs et facteurs chimiques. Il est ajouté à certains produits en tant qu'ingrédient actif ou agent de conservation, et il peut être présent dans d'autres en tant que contaminant.

Dans certains cas, l'appellation commerciale des produits chimiques n'indique pas qu'ils contiennent du mercure, ou le mercure sert d'agent de conservation dans les réactifs (par exemple le Thimersol). Même les appareils, le matériel et les instruments de laboratoire qui ont été en contact avec des réactifs contenant du mercure peuvent être des sources de

contamination au mercure qu'il est difficile de mettre en évidence en raison de la longue période de rétention du mercure.

L'argent et les produits de traitement et de développement des surfaces photosensibles à base argentiques peuvent aussi se trouver dans les eaux résiduaires. Pour ce, les installations doivent être soumises aux normes des teneurs en Argent. Les sels d'argent seront alors, récupérés au niveau des bains de développement.

Selon l'organisation mondiale de santé, les organes cibles des métaux lourds sont variés: les ions métalliques se fixent sur les globules rouges (Pb, Cd, CH₃Hg). Les métaux s'accumulent dans le foie et les reins (organes très vascularisés). Les dents et les os accumulent le plomb. D'autre part, les métaux solubles dans les lipides comme le plomb tétraéthyl ou le méthylmercure peuvent pénétrer dans le système nerveux central et causer des troubles dans diverses fonctions.

Tableau 3 : Risques sanitaires liés aux métaux lourds

| Particules | Toxicité |
|------------|---|
| Plomb | troubles du système nerveux, affection du foie et des reins |
| Cadmium | Affections respiratoires et troubles rénaux. |
| Mercure | Troubles du système nerveux (mémoire, fonctions sensorielles de coordination) |
| Nickel | Maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales et cancers. |

Source : Centre SPIN., 1997. Ecole des Mines de Saint-Etienne.

1.3.3 Les risques liés aux éléments radioactifs

La médecine nucléaire est génératrice de déchets radioactifs. La réglementation concernant les conditions d'utilisation et d'élimination des produits radioactifs étant très stricte, les risques sont minimes. En effet, la collecte et le stockage des effluents contaminés doivent être effectués dans des cuves tampons. Les temps de séjour dans les cuves sont variables suivant la nature et l'origine du produit. L'évacuation des effluents dans le réseau se fait à partir d'un certain seuil d'activité résiduelle fixé. Des cuves de stockage reçoivent les

effluents provenant des sanitaires spéciaux (services de radiothérapie). Les urines des malades chargés en iode 131 sont stockées pendant un temps correspondant à 10 périodes. Avant le rejet manuel, des mesures de radioactivité doivent être réalisées. La pollution radioactive arrivant en station d'épuration intervient en cas de fuite ou d'accidents. Il existe également un risque de pollution avec des patients injectés non soumis à un contrôle particulier après leur injection.

1.4 Normes et législation

Les normes réglementaires existantes, relatives au rejet des molécules médicamenteuses dans l'environnement, sont assez variables en fonction de la politique adoptée par chaque pays.

Tout hôpital est considéré comme une installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE), à ce titre, il se doit de respecter certaines prescriptions, en particulier dans le domaine des rejets liquides. Ainsi, les déchets hospitaliers sont considérés comme des déchets "dangereux", ceux-ci comprenant les produits pharmaceutiques, les médicaments, les résidus de produits employés (solvants), les substances organiques non halogénées.

Contrairement à plusieurs pays industrialisés ou des normes relatives au rejet des effluents hospitaliers, la loi Algérienne ne comporte aucun texte de loi spécifique aux rejets des effluents hospitaliers. Ceci est sûrement dû au fait que très peu d'études ont porté sur la question. Puisqu'aucune norme en vigueur ne nous renseigne sur les valeurs limites des paramètres de rejets des effluents hospitaliers, nous vous proposons de nous référer au décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. Le tableau 4 résume les valeurs limites des principaux paramètres de pollution.

Tableau 4 : Valeurs limites des principaux paramètres de pollution

| N° | Paramètres | Unités | Valeurs Limites | Tolérances aux valeurs Limites anciennes Installations |
|----|-------------------------------------|--------|-----------------|--|
| 1 | Température | °C | 30 | 30 |
| 2 | pH | - | 6,5-8,5 | 6,5-8,5 |
| 3 | MES | mg/L | 35 | 40 |
| 4 | Azote kjeldahl | “ | 30 | 40 |
| 5 | Phosphore total | “ | 10 | 15 |
| 6 | DCO | “ | 120 | 130 |
| 7 | DBO ₅ | “ | 35 | 40 |
| 8 | Aluminium | “ | 3 | 5 |
| 9 | Substances toxiques bioaccumulables | “ | 0,005 | 0,01 |
| 10 | Cyanure | “ | 0,1 | 0,15 |
| 11 | Fluore et composés | “ | 15 | 20 |
| 12 | Indice de phénols | “ | 0,3 | 0,5 |
| 13 | Hydrocarbures totaux | “ | 10 | 15 |
| 14 | Huiles et graisses | “ | 20 | 30 |
| 15 | Cadmium | “ | 0,2 | 0,25 |
| 16 | Cuivre total | “ | 0,5 | 1 |
| 17 | Mercure total | “ | 0,01 | 0,05 |
| 18 | Plomb total | “ | 0,5 | 0,75 |
| 19 | Chrome total | “ | 0,5 | 0,75 |
| 20 | Manganèse | “ | 1 | 1,5 |
| 21 | Nikel | “ | 0,5 | 0,75 |
| 22 | Zinc total | “ | 3 | 5 |
| 23 | Fer | “ | 3 | 5 |
| 24 | Composés organiques chlorés | “ | 5 | 7 |

1.5 Conclusion :

Les déchets hospitaliers, au même titre que les déchets de type ménagers ou autres, connaissent une production sans cesse croissante dans tous les pays et leurs dangers augmentent proportionnellement à la quantité produite. Une gestion convenable de ce type de déchets, en vue d'une élimination qui minimise les risques pour la santé et l'environnement, représente un coût élevé, ce qui accentue les problèmes dans les pays en voie de développement. Cependant, le manque de moyens ne doit pas servir d'excuse pour l'inaction et la situation sanitaire relative aux déchets hospitaliers pourrait progresser positivement avec une meilleure prise de conscience des intervenants locaux et une amélioration de leur gestion.

CHAPITRE II

Filières de traitement des effluents hospitaliers

2.1 Introduction

L'épuration de la pollution organique des effluents hospitaliers fait essentiellement appel à des procédés biologiques anaérobies ou aérobies. Les procédés à boues activées sont parmi les plus courants mais nécessitent de grands volumes. Elle fait appel aussi à des procédés membranaires qui présentent l'avantage de la compacité et l'obtention d'un effluent de très bonne qualité, et même aux très fortes charges. Dans ce qui suit, on cite quelques filières de prétraitement et de traitement de ces derniers.

2.2 Prétraitements préconisés pour les effluents hospitaliers

Pour harmoniser le fonctionnement entre l'hôpital et la STEP et permettre de mieux gérer l'élimination des déchets liquides, on peut envisager plusieurs solutions :

- Identifier et quantifier les achats des produits
- Evaluer les risques associés aux produits utilisés
- Etablir un réseau séparatif eaux usées – eaux pluviales
- Récupérer et éliminer les produits toxiques (en particulier les éléments radioactifs)
- Créer des ouvrages de prétraitement :
 - dégrillage
 - dégraissage (pour retenir notamment les eaux de cuisines)
 - déshuilage (atelier de garage)
- Réguler les débits journaliers en réalisant des bassins tampons
- Etablir des filières de traitement adaptées à la composition des eaux usées.

De plus, il est recommandé de prévoir des emballages adaptés pour le recueil de rejets à risques, de fermer hermétiquement les poches et les évacuer dans les containers de déchets à risques. Pour les bouchons réutilisables, les liquides sont rejetés le plus rapidement dans des vidoirs. Les bouchons subissent ensuite une désinfection thermique ou chimique avec des désinfectants (voire une stérilisation).

On peut résumer les filières de prétraitements appropriées pour les effluents hospitaliers dans le tableau ci-dessous :

Tableau 5 : Filières de prétraitements appropriés pour les effluents hospitaliers
[C.DARSYetal]

| Nature | Origine | Risque | Prétraitement |
|--|--|------------|--|
| Effluents biologiques: Surplus des produits biologiques non utilisés dans les analyses | Sang, urine, selles... | Infectieux | Filière déchet solide à risque infectieux. Récupération dans des bocal réutilisables. Désinfection préalable pour éviter risque épidémique lors de maladies contagieuses |
| Effluents chimiques : stocks de produits chimiques périmés... | Acides, base, réactifs, solvants, métaux lourds. | Toxique | - Collecte spéciale - Rejet à l'égout avec parfois étalement dans la semaine (glutaraldéhyde) - Pas de neutralisation des cyanures |

C'est finalement au sein même de l'établissement hospitalier que le devenir des déchets liquides doit être pris en charge, en sensibilisant notamment le personnel sur l'impact de ses rejets et en organisant le tri et la collecte à la source des déchets présentant les risques les plus élevés. Cependant, c'est certainement au niveau des rejets directs à l'évier que la majeure partie des problèmes peut être résolue. Une station d'épuration autonome propre à l'établissement hospitalier est donc peu justifiée au regard de la nature des effluents à traiter.

2.3 Les filières de traitement des effluents hospitaliers

2.3.1 Traitement de l'effluent par voie biologique (boue activée)

Le procédé à boue activée est une technique biologique d'épuration des eaux. Il représente une alternative efficace et relativement écologique (sans utilisation de produits chimiques) aux techniques d'épuration les plus couramment utilisées.

Le principe consiste à revaloriser les eaux usées en y introduisant un concentré de bactéries diverses. On ajoute à ce mélange un brassage mécanique qui permet l'oxygénation du tout, nécessaire au bon fonctionnement des bactéries et à la dégradation des matières. Ces dernières « mangent » les substances polluantes et les transforment en boue.

2.3.2 Traitement de l'effluent par voie physique

2.3.2.1 L'adsorption

L'adsorption est un traitement efficace pour enlever la matière organique, particulièrement quand la charge moléculaire est importante et la polarité est faible. Le charbon actif peut donc être utilisé pour enlever les phénols, les hydrocarbures saturés qui sont des molécules insolubles difficilement attaquables par l'ozone, les pesticides, les métaux lourds, les agents tensio-actifs...

Le principe consiste à pomper l'eau dans une colonne qui contient du charbon actif. Cette eau quitte la colonne à travers un système drainant. L'activité de la colonne de charbon actif dépend de la température et de la nature des substances. L'eau passe à travers la colonne continuellement, ce qui entraîne une accumulation des substances sur le filtre. Pour cette raison, le filtre a besoin d'être remplacé périodiquement. Un filtre utilisé peut être régénéré de différentes façons. Le charbon granulaire peut être régénéré facilement en oxydant la matière organique. L'efficacité du charbon actif diminue alors de 5 à 10%. Une petite partie du charbon actif est détruite pendant le processus de régénération et doit être remplacée.

2.3.2.2 La filtration membranaire

Les méthodes de séparation membranaire sont un procédé de séparation utilisant comme agent séparant une membrane synthétique qui est une couche mince de matière. L'épaisseur d'une membrane peut varier entre 100 nm et jusqu'à un peu plus de 1 cm. Elle permet l'arrêt ou le passage sélectif de certaines substances dissoutes ou non dans un mélange, entre les deux milieux qu'elle sépare. La partie du mélange retenue par la membrane est appelée retentât (ou concentrât) alors que celle qui traverse cette dernière est appelée perméat. La séparation se fait sous l'action d'une force motrice de transfert selon un mécanisme de séparation défini. Selon la qualité de l'eau désirée, on distingue la microfiltration, l'ultrafiltration ou la nanofiltration ou encore l'osmose inverse. Les caractéristiques des membranes sont déterminées par deux paramètres : la perméabilité et la sélectivité. En effet, ces procédés restent très limités dans leurs applications car ils nécessitent des investissements importants à cause en grande partie du prix des matériaux utilisés et de leur mise en œuvre.

2.3.3 Traitement de l'effluent par voie physico-chimique

2.3.3.1 La Coagulation floculation

C'est un traitement physico chimique qui permet d'éliminer tout ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, ainsi que les micropolluants.

2.3.3.1.1 La coagulation

La coagulation est par définition le phénomène de déstabilisation des particules colloïdales, qui peut notamment être obtenu par neutralisation de leurs charges électrique. Le produit utilisé pour cette neutralisation est appelé : coagulant. Les coagulants les plus communément employés dans la pratique se limitent aux : sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$, polychlorure d'aluminium $Al_nOH_mCl_{3n-m}$, chlorure ferrique $FeCl_3$, sulfate de fer $FeSO_4 \cdot nH_2O$ et sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$. Dans des cas particuliers, il est fait appel à : l'aluminate de soude $NaAlO_2$, la chaux CaO , $Ca(OH)_2$ pour attaquer la structure des matières à précipiter et favoriser ainsi la création d'un système moins stable susceptible d'être définitivement précipité par les réactifs précédents.

2.3.3.1.2 La floculation

La floculation c'est une technique de traitement chimique par agglomération de particules solides finement divisées et dispersées dans un liquide. Dans certaines conditions, ces particules tendent à se rassembler et à sédimenter. La floculation a lieu dans un réacteur situé après la coagulation où sont ajoutés des polyélectrolytes (chaînes organiques à densité élevée de charges), sur lesquels les particules se fixent, formant ainsi des particules de plus grande dimension et facilement décantables.

2.3.4 Traitement de l'effluent par voie électrochimique

2.3.4.1 L'électrosorption

L'électrosorption est un phénomène de surface caractérisé par adsorption en solution dans lesquelles, la quantité de produits adsorbé dépend du potentiel électrochimique appliquée à l'adsorbant. Les techniques d'électrosorptions ont été utilisées pour traiter plusieurs eaux contaminées par des ions toxiques. Dans des travaux antérieurs [AYRANCI, E. et CONWAY, B. E], les auteurs ont démontré que la technique de l'électrosorption peut être introduite pour augmenter la capacité de l'adsorption d'un adsorbant sur lit. Ce résultat peut être utilisé pour améliorer la performance de régénération du lit de l'adsorbant.

2.3.4.2 L'électrodialyse

C'est l'une des techniques électromembranaires qui voient depuis quelques années leur champ d'applications potentielles s'élargir de façon importante. Ceci s'explique par l'apparition sur le marché de nouvelles générations de membranes, notamment anioniques et bipolaires, présentant une résistance chimique améliorée. Ces techniques sont aujourd'hui au nombre de trois :

2.3.4.2.1 L'électrodialyse dite conventionnelle

Le terme dialyse désigne la diffusion d'un soluté à travers une membrane qui lui est perméable ; l'électrodialyse désigne le transfert d'ions à travers une membrane qui leur est perméable sous l'effet d'un champ électrique.

2.3.4.2.2 L'électrodialyse à membranes bipolaires

Les membranes bipolaires sont constituées d'une face perméable aux anions et d'une face perméable aux cations. Sous l'effet d'un champ électrique, l'eau présente au cœur de la membrane est dissociée en ions H^+ et OH^- générés respectivement par les faces cationiques et anioniques. On peut ainsi dissocier un sel en l'acide et la base correspondante.

2.3.4.2.3 L'électrodialyse à membranes

L'électrolyse à membranes est la technique électromembranaire dans laquelle on couple les effets d'une électrodialyse (migration d'ions au travers d'une membrane semi-perméable) à ceux d'une électrolyse (réactions aux électrodes).

2.3.4.3 L'électrocoagulation

L'électrocoagulation est une technologie électrochimique de traitement des eaux résiduaires, qui trouve à l'heure actuelle une popularité accrue.

Elle résulte de l'interaction de trois technologies fondamentales qui sont : l'électrochimie, la coagulation et la flottation. Elle est basée sur le fait que la stabilité des colloïdes, suspensions et émulsions, soit influencée par les charges électriques.

Cette méthode consiste en la dissolution électrochimique d'un métal sacrificiel qui, une fois dans l'effluent et moyennant les autres réactions connexes telles que l'électrolyse de l'eau, donne des complexes d'hydroxydes métalliques qui vont assurer l'adsorption puis la floculation des particules et des composés polluants dissous.

2.3.4.3.1 Principe

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer en cas de pollution organique ou aluminium en cas de pollution inorganique) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) susceptibles de produire un

coagulant en solution et de provoquer une coagulation – floculation des polluants que l'on souhaite éliminer. L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration).

2.3.4.3.2 Description de la technique

Dans sa forme la plus simple, un réacteur d'EC est formé d'une anode et d'une cathode. Quand un courant est appliqué à partir d'une source externe, le matériel anodique subira une oxydation, pendant que la cathode fera l'objet d'une réduction.

Les interactions ayant lieu dans un réacteur d'EC sont montrées sur la figure suivante :

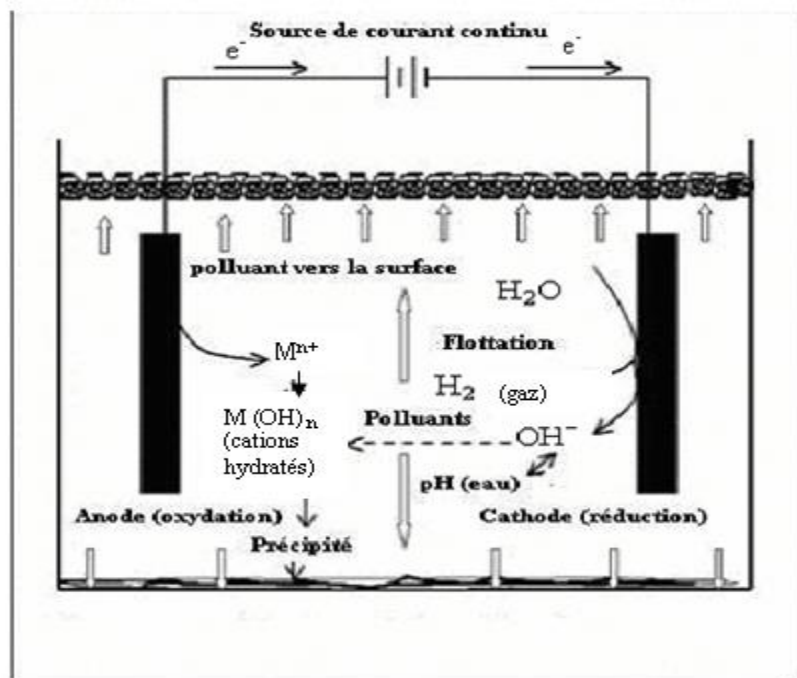
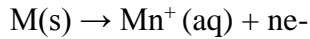


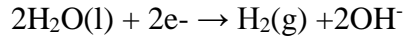
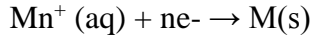
Figure 2 : Réacteur d'électrocoagulation [AGHBARI Lila et BAKHTAOUI Naima]

Les réactions électrochimiques avec un métal M comme anode peuvent être résumées comme suites :

- à l'anode :



- à la cathode :



Les gaz produits aux électrodes peuvent entraîner la flottation des matières coagulées.

Cependant, une cellule d'EC à deux électrodes ne convient pas pour le traitement des eaux usées, du fait que la vitesse de dissolution du métal n'est pas exploitable et il est alors nécessaire d'utiliser des électrodes présentant de grandes surfaces. Ceci est rendu possible par utilisation d'électrodes supplémentaires monopolaires ou bipolaires.

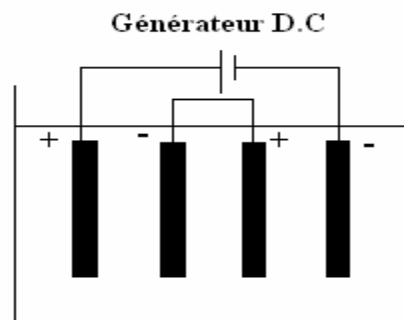
2.3.4.3.3 Les différents types d'électrodes et de connexion électrique

Plusieurs technologies d'électrocoagulation existent. Les cellules électrochimiques peuvent être montées en série ou en parallèle seules ou associées à d'autres types de procédés tels que les méthodes biologiques, les filtres presses, les décanteurs ou d'autres méthodes physiques de traitement. Diverses géométries de plaques existent telles que les plaques planes, cylindriques, sphériques en lit fixe, ou sous forme de système rotatif. La simplicité de manipulation et d'entretien des plaques planes parallèles rend les expériences sur l'électrocoagulation plus aisées. Divers modes de connexions sont étudiés :

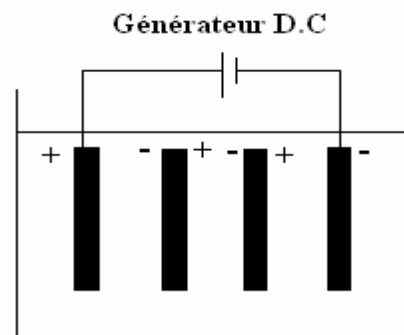
- Connexion mono polaire en série.
- Connexion mono polaire en parallèle.
- Connexion bipolaire en série.

Ces trois modes de connexion diffèrent par leurs expressions de tension électrique et d'intensité de courant dans la cellule d'électrolyse. L'utilisation du mode en série est plus judicieuse et conseillée, en outre, le fonctionnement bipolaire ne nécessite que deux connexions (quel que soit le nombre d'électrodes), il en résulte donc une moindre consommation électrique.

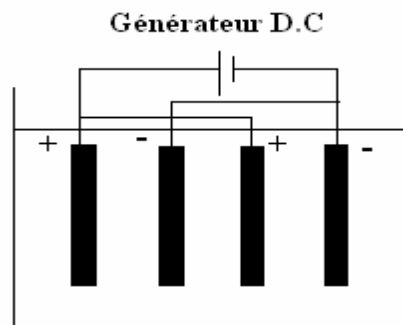
- Connexion mono polaire en série :



- Connexion bipolaire en série :



- Connexion mono polaire en parallèle :



2.3.4.3.4 Lois régissant l'électrocoagulation

Une des principales lois explicitant les réactions d'électrocoagulation est la seconde loi de Faraday. Cette loi montre que la quantité d'ions métalliques dissous par oxydation anodique est directement proportionnelle à l'intensité imposée et à la durée d'électrolyse mais inversement proportionnel à la valence des ions émis.

Araya-Farias (1999), et Mollah et al (2004). Expriment la deuxième loi de Faraday relative à une électrode, comme suit :

$$m_{\text{théorique}} = \frac{M}{n} \times \frac{I.t}{F}$$

$m_{\text{théorique}}$: masse théorique dissoute en g.

M : masse molaire de l'ion considéré en g/mole.

n : nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée.

t : durée de l'électrolyse en secondes.

F : constante de Faraday = 96 500 C. mole⁻¹.

A partir de cette loi, il est possible d'estimer la masse d'électrode théorique consommée par électrolyse et d'en déduire un rendement anodique :

$$R_{\text{anode}} = \frac{\text{masse expérimentale dissoute (g)}}{\text{masse théorique donnée par la loi de Faraday (g)}} \times 100$$

A la cathode, et sans autres réactions de réduction, la production d'hydrogène par électrolyse de l'eau suit également la seconde loi de Faraday, de même le rendement cathodique peut être exprimé par :

$$R_{\text{cathode}} = \frac{\text{masse expérimentale formée (g)}}{\text{masse théorique donnée par la loi de Faraday (g)}} \times 100$$

Toutefois, la quantité dissoute dépend également du nombre d'électrodes et par conséquent du mode de connexion mono polaire ou bipolaire. Dans le mode bipolaire, pour p électrodes, le système sous tension est constitué de $(p-1)$ anodes et la masse dissoute s'exprime alors de la façon suivante :

$$m_{\text{théorique}} = \frac{M}{n} \times \frac{I.t}{F} \times (p - 1)$$

2.3.4.3.5 Domaine d'application

Le traitement par électrocoagulation offre la possibilité d'épurer les eaux usées de leur contenu en métaux lourds (chromes, zinc, plomb...), en hydrocarbures et en composés

organiques récalcitrants à la dégradation, tels que les halobenzènes, les pesticides, mais aussi permet l'élimination des matières en suspension et des colloïdes.

Mameri et al. (1998) ont étudié l'élimination des ions fluorures dans les eaux du Sud Algérien par électrocoagulation bipolaire en utilisant des électrodes en aluminium. Ils sont arrivés à diminuer la concentration en fluorures de 6,0 à moins de 0,8 mg/L enregistrant ainsi un taux d'abattement de l'ordre de 90%.

L'électrocoagulation a été appliquée comme prétraitement des margines (rejets des industries de production d'huile d'olive) où la majorité des composés phénoliques responsables de couleur sombre, de la phytotoxicité...etc. ont été polymérisés. [F.Hanafi et al.,.]

2.3.4.3.6 Paramètres influençant le procédé

L'efficacité d'un traitement de dépollution par électrocoagulation dépend de nombreux facteurs, en particulier, la nature des électrodes, le pH du milieu, la température du milieu, la durée de traitement, la conductivité du milieu et la densité du courant.

- La nature des électrodes

Les principaux critères de choix d'une électrode utilisée en électrochimie sont la conductivité, l'efficacité et la durabilité.

En général, les matériaux des électrodes sont limités à des métaux nobles (platine) et à certains oxydes de métaux (le dioxyde de plomb, le dioxyde d'étain, le dioxyde d'iridium). Selon Labanowski (2004) les électrodes en oxydes métalliques (MeOx) présentent une plus grande conductivité et une plus grande oxydabilité que les matériaux nobles.

De plus ce type d'électrode influence sensiblement les réactions électrochimiques possibles en favorisant la formation de certains oxydants, laissant supposer de possibles phénomènes d'oxydation indirecte. En revanche, les électrodes en aluminium ou en fer présentent à leurs surfaces une couche d'oxyde naturelle qui laisse supposer une oxydation directe de la matière organique.

D'autres métaux sont également employés, tels que le palladium, l'iridium, le cuivre, le nickel. Ce type d'électrode présente l'inconvénient d'augmenter l'oxydation de l'anode et la passivation de la cathode.

Selon Mollah et al (2001) les électrodes qui conviennent le mieux pour le traitement de l'eau sont en fer ou en aluminium.

- La surface active

La surface active est définie comme étant la surface de l'électrode mise en contact avec la solution à traiter. Plus la surface active est grande, plus important sera le transfert électrochimique entre les molécules organiques et les électrodes, améliorant l'efficacité du traitement. Ainsi, de nombreux types d'électrodes ont été développés pour augmenter la surface spécifique comme par exemple, l'électrode poreuse, l'électrode constituée d'un empilement de tissus de fibres de carbone, l'électrode de forme parallélépipédique combinée à plusieurs grilles de métal déployé en acier inoxydable, etc.

- La température du milieu

L'efficacité du traitement par oxydation électrochimique des eaux contaminées dépend aussi de la température du milieu. En général, la vitesse de la réaction chimique et/ou électrochimique augmente avec l'accroissement de la température du milieu. Cependant le traitement réalisé à des températures élevées diminuera la vie des électrodes. En effet la plupart des anodes en métaux ne peuvent résister aux attaques des oxydants abondamment générés.[Fares,Walid]

- La densité de courant

La densité de courant est définie comme le rapport de l'intensité du courant mesuré sur la surface active de l'électrode.

$$J = \frac{I}{S}$$

Avec :

j : densité du courant A/m²,

I : intensité du courant A,

S : surface active de l'électrode m²

Cependant, l'application d'une intensité de courant très élevée n'entraîne qu'une consommation d'électricité qui se traduit par l'échauffement de l'eau accompagnée par la diminution de la résistance électrique du milieu.

2.3.4.3.7 Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation

Avantages

- Elle nécessite un équipement simple avec un mode opératoire facile.
- L'eau traitée par EC a des propriétés appréciables : l'eau a un goût acceptable, elle est claire, incolore et inodore.
- Les floccs formés par EC sont similaires aux floccs chimiques, sauf que les floccs EC ont tendance à être plus grands, qu'ils contiennent moins d'eau liée, sont résistants aux acides et plus stables, et peuvent être ainsi séparés plus rapidement par filtration.
- Comparée à la coagulation-floculation traditionnelle, l'EC a en théorie l'avantage d'éliminer les particules colloïdales les plus petites : les particules chargées les plus petites ont une plus grande probabilité d'être coagulées à cause du champ électrique qui les met en mouvement.
- Une pollution secondaire peut être causée par les substances chimiques ajoutées à grandes concentrations quand la coagulation chimique est appliquée pour traiter les effluents textiles. L'addition excessive des coagulants peut être évitée dans le cas de l'EC car la génération des coagulants se fait par électro oxydation de l'anode sacrificielle.
- La technique EC peut être utilisée facilement en milieu rural où l'électricité pourrait ne pas être disponible, puisqu'un panneau solaire relié à l'unité peut suffire pour mener à bien le procédé d'EC.

Inconvénients

- Les électrodes « sacrificielles » sont dissoutes dans l'eau usée par suite de leur oxydation, ce qui nécessite le remplacement régulier de ces électrodes.
- L'utilisation de l'électricité peut revenir chère en certains lieux.
- Il peut se former un film imperméable d'oxyde sur la cathode, ce qui conduit à une perte d'efficacité de l'unité d'EC.

2.4 Conclusion

On peut dire que ces procédés de traitement ont un impact positif sur la santé et l'environnement. Pour contrecarrer les méfaits des déchets hospitaliers, il faut assurer ce qui suit :

- Le renforcement du cadre législatif et réglementaire.

CHAPITRE II Filières de traitement des effluents hospitaliers

- La mise en œuvre du système de stockage, de traitement et de gestion des déchets à risque.
- La réduction des déchets à la source et la maîtrise du procédé de traitement.
- L'utilisation d'incinérateur avec un circuit de filtration des gaz toxiques.
- La formation, l'encadrement et la sensibilisation des techniciens, des responsables et de tous les intervenants dans la gestion des déchets hospitaliers.

CHAPITRE III

Matériel & Méthodes

3.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous allons donner les méthodes suivies pour détecter les différents paramètres de pollution. Il sera question de détailler le protocole d'analyse suivi, le matériel et les réactifs utilisés.

3.2 Matériel

3.2.1 Dispositif expérimental

- ❖ pH-mètre « Hanna »
- ❖ Conductimètre « Hanna »
- ❖ Appareil multi 340i (pH.CE.Od)
- ❖ DBO mètre avec OXITOP
- ❖ DCO mètre CR2200
- ❖ Spectrophotomètre UV-visible JENWAY6705 Série spectrophotomètre single cellholder (turbidité)
- ❖ Spectromètre d'absorption atomique le Thermo Electron Corporation série M GF95Z. (SAA)
- ❖ Etuves (37°C - 44°C - 105°C)
- ❖ Bain de sable
- ❖ Dispositif de la chromatographie ionique ICS3000cations/anions
- ❖ Pompe péristaltique modèle 77200-12 200RPM

❖ Dispositif d'électrocoagulation :

3.2.2 Réacteur d'électrocoagulation

Le réacteur d'électrocoagulation utilisé fonctionne de la manière suivante : la cellule est remplie avec 800 ml de solution. Les électrodes externes sont reliées au générateur et une faible agitation de la solution est assurée à l'aide d'un agitateur magnétique.

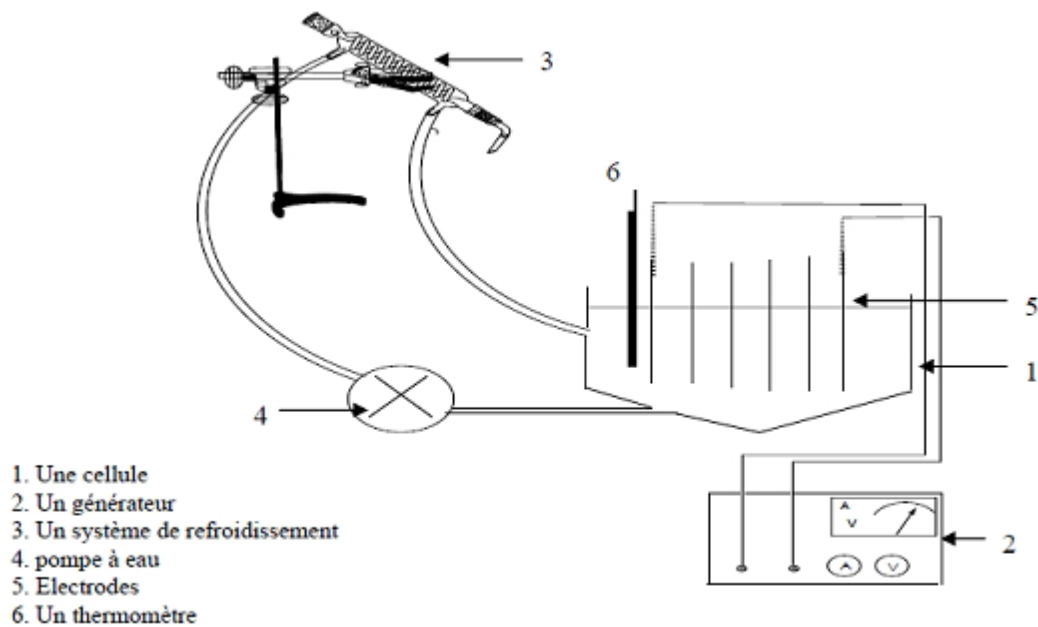


Figure 3 : Réacteur pilote d'electrocoagulation [F.Walid]

3.2.3 Mise en œuvre de la méthode

Le montage contient essentiellement :

- Becher de 1 L.
- Générateur de courant électrique de type MCP Modèle M10-TP3003L/220V.
- Electrodes en métal (aluminium) 7.7cm * 4cm
- Fils électriques de connexion.
- Agitateur pour homogénéiser la solution / Plaque chauffante
- Multimètre

Le traitement est réalisé sur un échantillon ayant les caractéristiques suivantes :
 pH=7,3, Température=21°C, DCO=2260 mg/l

L'électrocoagulation de l'effluent hospitalier est réalisée dans un système à l'échelle laboratoire. Le but de cette étude est de produire une solution à faible charge organique, en optimisant les paramètres opératoires suivants :

- Le pH du milieu : Trois valeurs du pH ont été testées (5, 7,3 et 9). L'ajustement des solutions a été réalisé par de l'acide chloridrique (1N) pour le pH 5, et de l'hydroxyde de sodium (1N) pour le pH 9. Quant au pH 7,3, nous avons travaillé avec l'effluent sans aucun ajustement de pH.
- Le rapport surfacique (S/v) : différents volumes ont été variés (0,4L, 0,6L et 0,8L), et par conséquent différentes surfaces spécifiques (1,5 m²/m³, 2,8 m²/m³, 3,7 m²/m³)
- La densité de courant : Trois valeurs du courant ont été étudiées (60A/m², 120A/m² et 190A/m²).
- La température : Trois valeurs de température ont été étudiées (15°C, 21°C et 30°C).

Des échantillons sont prélevés en fonction du temps, filtrés et conservés à 4°C jusqu'à ce qu'ils soient analysés pour déterminer leur DCO.

3.3 Méthodes

3.3.1 Méthodes d'échantillonnage

La provenance souvent variée des échantillons de rejets liquides hospitaliers démontre fréquemment des variations notables de la qualité de polluants aussi bien d'un point d'échantillonnage à l'autre que d'un moment à l'autre. Il est primordial, pour s'assurer de la meilleure représentativité possible, d'effectuer des prélèvements en appliquant des protocoles d'échantillonnage rigoureux et de connaître le comportement des substances qui influenceront les choix des méthodes d'échantillonnage.

3.3.1.1 Choix du point de prélèvement

Le point d'échantillonnage est certes l'un des facteurs les plus importants lors d'une campagne d'échantillonnage et doit être choisi judicieusement. Idéalement, son emplacement est sélectionné en fonction de la représentativité des échantillons. Le choix de points

d'échantillonnage représentatifs doit s'appuyer sur une déduction logique tenant compte des objectifs de l'échantillonnage et des substances à analyser.

Lorsque la substance à analyser est soluble dans l'eau et qu'on n'a pas à craindre de perte par aération ou volatilisation, il faut prélever les échantillons à un endroit où l'eau est parfaitement mélangée. Si, au contraire, on craint de perdre des composés volatils, il faut plutôt prélever l'échantillon dans un endroit plus calme.

Généralement, le point d'échantillonnage se situe à un endroit de l'effluent ou il y a suffisamment de turbulences pour assurer l'homogénéité de l'effluent.

Dans notre cas et pour une conduite fermée le point de prélèvement a été choisi à la sortie du collecteur principal. En effet, ceci nous permet d'avoir un échantillon représentatif des effluents de tous les services qui existent à l'hôpital.

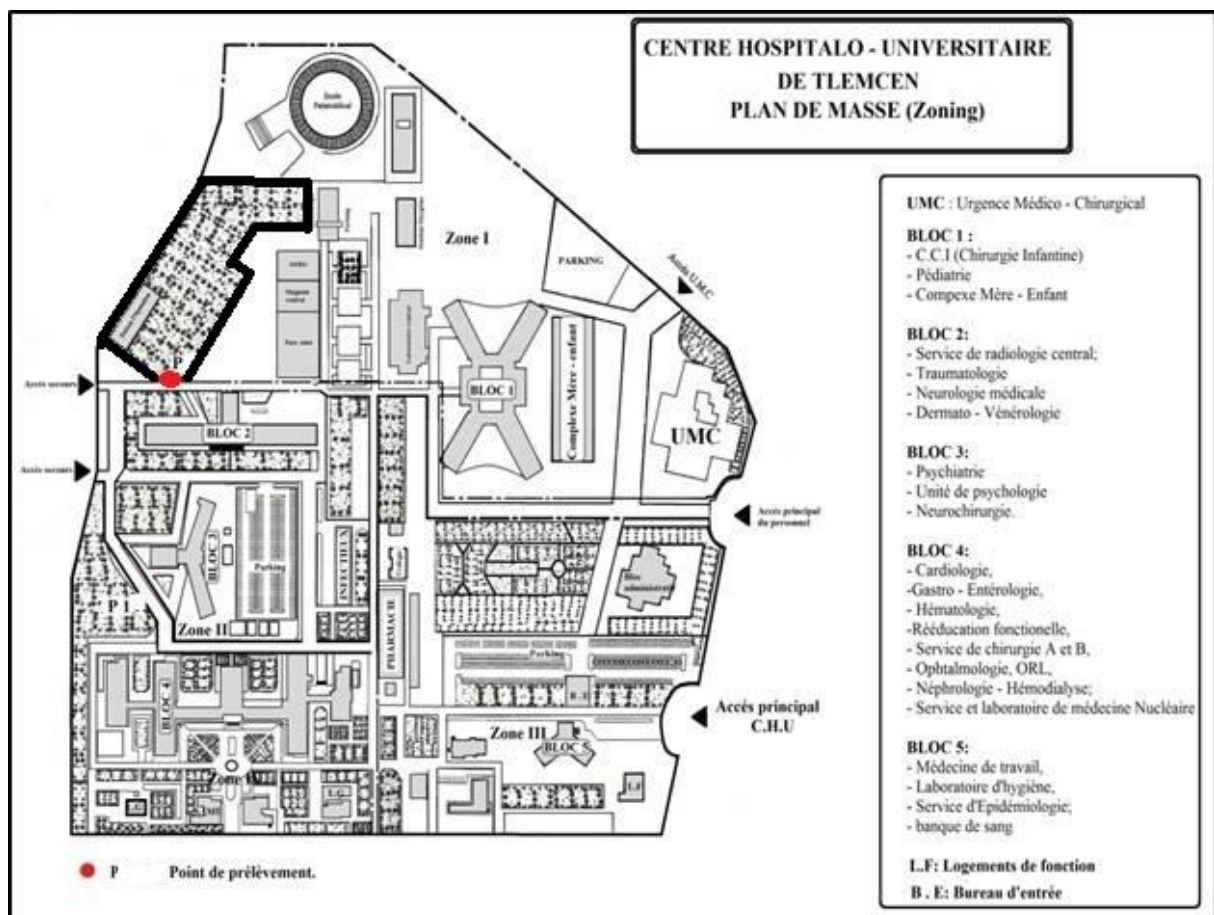


Figure 4 : Plan du centre hospitalo-universitaire de Tlemcen [CHU de Tlemcen]

3.3.1.2 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau

La littérature nous offre un grand choix en matière de méthodes de prélèvement.

Apriori, nous pouvons classer les méthodes d'échantillonnage en deux catégories :

L'échantillonnage instantané et l'échantillonnage composé

➤ Echantillonnage instantané

Les échantillons instantanés sont prélevés en milieux dynamiques en une seule prise dans un intervalle généralement inférieur à 15 minutes. Les échantillons instantanés sont principalement utilisés lorsque l'on veut :

- Déterminer les variations temporelles des concentrations ou des paramètres ;
- Connaître la qualité d'un effluent à un instant donné ;
- Connaître les variations des concentrations ;
- Prélever des échantillons de volumes variables ;
- Comparer les résultats d'analyse avec ceux des échantillons composés ;
- Echantillonner une solution en circuit fermé, dont la concentration et la nature ne sont pas appelées à varier en raison de son temps de rétention prolongé ;
- Echantillonner la sortie d'un bassin d'eau important dont il a été démontré que la concentration des éléments présents n'est pas appelée à varier rapidement.

Le prélèvement d'échantillons instantanés se fait habituellement par la méthode manuelle. Cette méthode nécessite peu d'équipement. Les échantillons sont prélevés par immersion d'un contenant dans l'effluent à échantillonner. L'ouverture du contenant doit être face au courant de l'effluent et sous la surface du liquide. Il faut maintenir le contenant par l'autre extrémité de façon à garder les mains aussi loin que possible de l'ouverture (porter des gants).

Le contenant peut également être fixé à une tige d'échantillonnage ou à un instrument autre pour faciliter le prélèvement lorsque l'effluent est difficile d'accès.

Il est également possible de prélever un échantillon instantané par l'intermédiaire d'un échantillonneur automatique. L'échantillon est aspiré par l'appareil directement dans les bouteilles qui seront expédiées au laboratoire.

➤ Echantillonnage composé

Un échantillon composé est obtenu en combinant dans un même contenant des échantillons instantanés prélevés périodiquement en fonction du temps ou du débit en respectant l'égalité des proportions. Un échantillon composé peut se prélever automatiquement ou manuellement.

On obtient un échantillon composé en fonction du temps en prélevant des échantillons de même volume à intervalles de temps régulier. On obtient des échantillons composés en fonction du débit en prélevant des échantillons proportionnellement au débit des eaux. Un échantillon composé couvre une période de temps définie en fonction des besoins.

Pour notre étude le choix de la méthode à été porté sur un prélèvement composé en fonction du temps en visant une période de 12 heures divisée en trois.

Nous avons choisi un volume de 500 ml pour chacun des prélèvements qui servira à former un échantillon composé afin de s'assurer de la représentativité de l'échantillon prélevé.

Le tableau suivant résume notre campagne de prélèvements:

Tableau 6 : Campagne de prélèvements

| | | | | |
|-----------------------|---------------------------|---|---------------------------|---------------------------|
| Premier échantillon | 19/02/2017 à 09 :45 PM | à | 19/02/2017 à 12 :00 PM | 19/02/2017 à 14 :30 PM |
| Deuxième échantillon | 22/02/2017 à 09 :30 PM | à | 22/02/2017 à 11 :30 PM | 22/02/2017 à 13 :00 PM |
| Troisième échantillon | 28/02/2017 à 08 :30 PM | à | 28/02/2017 à 10 :00 PM | |

3.3.1.3 Homogénéisation et fractionnement d'échantillons composés

Lorsqu'un échantillon composé est transvidé dans différents contenants pour être expédié au laboratoire, il faut l'agiter suffisamment pour assurer une homogénéité parfaite.

Le fractionnement adéquat de l'échantillon composé en sous-échantillon représente une étape cruciale pour s'assurer d'une meilleure représentativité des résultats de la caractérisation. Les exigences en ce qui concerne la séparation de l'échantillon composé en sous-échantillons sont présentées ci-après :

- Le fractionnement doit se faire de préférence sur les lieux de prélèvement dans un endroit propre et aéré.
- Les préleveurs doivent porter des gants en latex neufs ou l'équivalent pour chaque point d'échantillonnage.
- La première étape consiste à aligner tous les contenants requis et à retirer leurs bouchons en prenant soin de les déposer sur une surface propre près de leur contenant respectif. Il est préférable que les contenants et les bouchons soient préalablement identifiés.
- Avant le début du fractionnement, le récipient renfermant l'échantillon composé doit être agité par inversion afin de défaire le dépôt qui a pu se former pendant la période de composition de l'échantillon composé.
- Pendant le fractionnement, le récipient doit être brassé à intervalles réguliers à l'aide d'un agitateur à mouvement de va-et-vient, d'un « berceau » ou manuellement. Il est important de s'assurer, dans tous les cas, que le brassage soit continu et non uniforme afin d'éviter de créer des mouvements de vortex ou de balancement de la masse d'eau.
- Le transvasement de l'échantillon composé dans les contenants des échantillons peut se faire à l'aide d'un équipement intermédiaire. Il est possible d'utiliser un becher en verre, un godet en acier inoxydable ou une conduite de transvasement avec ou sans pompe. Il est entendu que l'équipement intermédiaire utilisé doit avoir été nettoyé au préalable.

3.3.1.4 Préparation des équipements d'échantillonnage

Lors de l'installation des équipements utilisés pour le prélèvement de rejets liquides hospitaliers, toute la tuyauterie servant à l'échantillonnage doit être en position verticale ou suffisamment inclinée de façon à assurer son drainage par gravité entre les prélèvements.

Matériel utilisé :

Tous les outils de prélèvement et de préparation de même que les surfaces de tous les équipements d'échantillonnage (tubes, godets, contenant, etc.) qui entrent en contact avec les échantillons doivent être propres, c'est-à-dire exemptes de contamination et être compatibles aux analyses envisagées.

Les principaux matériaux à utiliser sont indiqués dans les tableaux suivants :

Tableau 7 : Matériaux utilisés pour prélèvements [Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2008]

| | |
|------------------|--|
| Verre | |
| Acier inoxydable | Grade 316 ou qualité supérieure |
| Téflon | Polytetrafluoroéthylène (PTFE) ; Fluoroéthylène-polypropylène (FEP) ; Perfluoroalkoxy (PFA) ; Chlorotrifluoro-éthylène (CTFE) ; Copolymère d'éthylène avec du tétrafluoro-éthylène (ETFE) ; Copolymère d'éthylène avec du chlorotrifluoro-éthylène (ECTFE) ; Fluorinate polyéthylène (FLPE). |
| Plastique | Polyéthylène de haute ou faible densité ; Polypropylène ; Polystyrène ; Chlorure de polyvinyle (chloroéthène). |

Les contenants intermédiaires utilisés pour le transfert des échantillons doivent également respecter les spécifications mentionnées.

Pour notre étude nous avons utilisé des bouteilles en polyéthylène.

3.3.1.5 Identification des échantillons

Il est primordial d'enregistrer correctement et adéquatement l'ensemble des enregistrements pertinents pour décrire et identifier tous les échantillons prélevés. Il convient d'étiqueter les récipients contenant les échantillons de façon claire, sans ambiguïté et durable.

3.3.1.6 Transport et conservation des échantillons

Il convient que les récipients contenant les échantillons soient protégés et bouchés de sorte que les échantillons ne se détériorent pas et qu'ils ne perdent aucun de leurs constituants durant le transport. Il convient aussi que le matériau d'emballage protège les récipients contre toute contamination extérieure et toute rupture éventuelles, notamment près de l'ouverture du récipient, et qu'il ne soit pas lui-même une source de contamination.

Tous les échantillons prélevés doivent être conservés dans un environnement d'environ 4°C entre le prélèvement et l'analyse (utiliser des glacières et agents réfrigérants ou glace), sauf avis contraire. La quantité de glace doit toujours être suffisante pour conserver le milieu ambiant aux environs de cette température. La glace et l'eau ne doivent pas contaminer les échantillons. Lorsque les prélèvements s'étendent sur une période supérieure à une heure (échantillon composé), les échantillons doivent aussi être refroidis pendant cette période. Dans ces cas, les échantillons peuvent être maintenus dans un environnement d'environ 4°C à l'aide d'un échantillonneur possédant un système de refroidissement ou à l'aide d'un réfrigérant adéquat (ex. : glace).

Les délais de conservation s'appliquent à partir du moment où l'échantillon est complètement constitué, c'est-à-dire à la fin de la période de composition lorsqu'il s'agit d'un échantillon composé. Lors de la planification de l'échantillonnage, il est préférable de vérifier la disponibilité du laboratoire afin d'harmoniser les délais d'analyse avec les délais de conservation des échantillons afin que les analyses soient effectuées à l'intérieur des délais de conservation. Les échantillons soumis à plusieurs types d'analyse peuvent être combinés dans un même contenant pourvu que les agents de conservation soient identiques et que les types de contenants permis soient compatibles. Dans ce cas, la quantité d'échantillons doit être suffisante pour faire les analyses demandées.

Dans le tableau suivant nous résumons les conditions de conservation des échantillons selon la norme établie par l'Agence Française de la Normalisation (AFNOR).

Tableau 8 : Conditions de conservation des échantillons [Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2008]

| Élément à analyser | Récipient | Conservateur à utiliser | Volume min de prélèvement | Température de conservation | Temps maximal avant mesure |
|--------------------|-----------------------|-----------------------------------|---------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Odeur | Verre | Rien | 500 mL | 4°C | 6 H |
| Couleur | Polyéthylène ou verre | Rien | 500 mL | 4°C | 6 H |
| DBO | Polyéthylène ou verre | Rien | 1 L | 4°C | 24 H |
| DCO | Polyéthylène ou verre | Acide sulfurique q.s.p pH<2 | 100 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Oxygène dissous | Verre borosilicaté | Mesure in situ de préférence | 300 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Ph | Polyéthylène ou verre | Mesure in situ de préférence | 300 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Conductivité | Polyéthylène ou verre | Mesure in situ de préférence | 300 mL | 4°C | 48 H + obscurité |

| | | | | | |
|----------------------------------|--------------------------|---|--------|-----|---------------------|
| Turbidité | Polyéthylène ou verre | Mesure in situ de pré- férence | 100 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Nitrates | Polyéthylène ou verre | Rien | 100 mL | 4°C | 48 H + obscurité |
| Nitrites | Polyéthylène ou verre | Rien | 100 mL | 4°C | 48 H + obscurité |
| Chlorures | Polyéthylène ou verre | Rien | 100 mL | 4°C | 15 jours |
| Métaux lourds sauf mercure | Polyéthylène ou verre | Acide nitrique q.s.p pH<1,5 | 100 mL | 4°C | 2 mois |
| Mercure | Verre borosilicaté | Acide nitrique q.s.p pH<0,5 + permanganates de potassium | 100 mL | 4°C | 1 moi |
| Coliformes totaux | Polyéthylène ou verre | Flacons stériles | 250 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Coliformes fécaux | Polyéthylène ou verre | Flacons stériles | 250 mL | 4°C | 24 H + obscurité |
| Streptocoques fécaux | Polyéthylène ou verre | Flacons stériles | 250 mL | 4°C | 24 H + obscurité |

3.3.2 Méthodes de mesure

3.3.2.1 Mesure du pH et de la température

L'objectif de mesurer le pH est de déterminer l'acidité de l'eau c'est à dire la concentration en ions hydrogène, soit sur le terrain, soit au laboratoire sur des échantillons d'eau prélevés sur le terrain. Le pH de l'eau peut être mesuré simplement avec du papier indicateur ou avec un pH mètre. Il existe des pH mètres portables utilisables sur le terrain comme au laboratoire. Généralement ces kits portatifs réalisent plusieurs autres fonctions comme la mesure de la température et de la conductivité.

Les mesures du pH ont été réalisées à l'aide d'un pH-mètre muni d'une électrode de pH en verre et une sonde pour mesurer la température.

Les normes internationales préconisent l'utilisation d'un pH-mètre pour les mesures du pH et de la température au lieu d'utiliser le papier pH ou les thermomètres traditionnels.

Pour mesurer le pH des effluents prélevés, on suit les étapes suivantes :

- Etalonner le pH mètre en suivant les indications du fabricant.
- Verser un échantillon de l'eau à tester dans un récipient adéquat.
- Plonger l'électrode dans l'échantillon d'eau, brasser l'eau avec l'électrode pour homogénéiser et lire le pH lorsque la valeur affichée est stable.

Pour cerner les risques d'erreur, il est recommandé de faire plusieurs mesures sur des échantillons différents du même site en rinçant la sonde à l'eau distillée après chaque mesure.

La mesure de la température se fait avec le même pH-mètre portatif réglé sur la fonction mesure de la température. Pour effectuer une bonne mesure, il faut passer par plusieurs essais, et il faut rincer la sonde après chaque utilisation. Le pH est mesuré selon la norme ISO 10523.

3.3.2.2 Mesure de la conductivité

Mesurer la conductivité électrique de l'eau, c'est à dire sa capacité à transporter le courant électrique, peut se faire soit sur le terrain, soit au laboratoire sur des échantillons d'eau prélevés sur le terrain. La conductivité électrique d'une eau dépendant des substances dissoutes qu'elle contient, sa mesure permet d'évaluer la quantité totale de solides dissous dans l'eau. L'unité de conductivité (micro Siemens ou micro mho par centimètre) c'est l'inverse d'une résistance.

La mesure de ce paramètre est réalisée à l'aide d'un conductimètre en plongeant dans la solution étudiée, parfaitement homogénéisée à température ambiante, l'électrode spécifique.

On a suivi les étapes suivantes :

- Calibrer l'appareil en suivant les instructions du constructeur.
- Immerger l'électrode dans l'échantillon d'eau
- Brasser l'eau avec l'électrode pour homogénéiser et lire la valeur de la conductivité lorsque la valeur affichée est stable. La conductivité est mesurée selon la norme NF EN 27888

3.3.2.3 Mesure de l'oxygène dissous

Les sondes dioxymétriques utilisées permettent une évaluation rapide du taux d'O₂ dissous, elles permettent aussi d'afficher la teneur en oxygène dissous en mg/l ou en % de saturation en O₂.

La difficulté de la manipulation est due à l'étalonnage de la sonde dont la qualité détermine la précision de la mesure (la solubilité de l'O₂ dans l'eau étant à 20°C de 8 à 9 mg/l, une précision à 0,1 g parait souhaitable). La mesure est faite selon la norme NF EN 25814.

3.3.3 Méthodes d'analyse

➤ Paramètres physico-chimiques

3.3.3.1 Mesure de la DBO₅

Le contenu d'une eau en matières oxydables responsables de son appauvrissement en dioxygène dissous peut être évalué en mesurant la quantité de dioxygène nécessaire pour les dégrader. On utilise pour cela deux paramètres différents, la demande biologique en oxygène après cinq jours ou DBO₅ ou DCO. Pour notre cas, on se propose de mesurer les deux afin de confirmer les résultats et pour cerner les incertitudes que comporte notre méthodologie. Dans cette section il sera question de la mesure de la DBO₅.

La DBO₅ est la masse d'oxygène moléculaire (exprimée en mg) utilisée par les microorganismes pour dégrader en cinq jours à 20°C et à l'obscurité les matières oxydables contenues dans un litre d'eau. Elle varie considérablement selon l'origine de l'eau.

La DBO₅ est mesuré par des méthodes chimiques. Dans notre cas on utilisera un DBO mètre OXITOP.

Pour une prise d'échantillon le système de mesure OXITOP donne directement la teneur en oxygène (après 5jours) qu'on multiplie par le facteur déterminé à partir du tableau ci-dessous.

$$DBO_5 = \text{Lecture après 5 jours} * \text{Facteur}$$

Tableau 9 : Facteur de multiplication de la DBO₅ en fonction de la concentration et du volume prélevé [ONA de Tlemcen]

| Volume (ml) | Concentration (mg/l) | Facteur |
|-------------|----------------------|---------|
| 432 | 0-40 | 1 |
| 365 | 0-80 | 2 |
| 250 | 0-200 | 5 |
| 164 | 0-400 | 10 |
| 97 | 0-800 | 20 |
| 43,5 | 0-2000 | 50 |
| 22,7 | 0-4000 | 100 |

La détermination de la DBO₅ se fait selon la norme NF EN 1899 partie 2

3.3.3.2 Mesure de la DCO

La demande chimique en oxygène est la concentration d'oxygène équivalente à la quantité d'un oxydant (dichromate) consommée par les matières oxydables dans un échantillon d'eau. La matière est oxydée, en milieu acide (H₂SO₄) et en présence d'un catalyseur (sulfate d'argent), par le dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) introduit en excès.

Une lecture de la densité optique à 600 nm permet de déterminer la DCO en se référant à une courbe d'étalonnage dressée à partir d'une série de solutions standards de KHP (phtalate de potassium)

Pour ce, on a besoin d'un photomètre UV visible, d'un réactif de digestion et d'un réactif d'acide sulfurique.

La mesure de DCO a été faite selon la norme ISO 15705.

3.3.3.3 Mesure des MES

La séparation des MES de l'eau se fait selon la norme NF T 90 105-2 par filtration sous vide. L'eau passe par un filtre et les particules contenues dans l'eau sont piégées par ce filtre.

Les MES sont déterminées par séchage du filtre à 105°C et sont exprimées en mg/l.

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$\text{MES} = \frac{(M1 - M2)}{V_e} \cdot 1000$$

MES : la concentration de MES en mg /l

M1 : la masse en milligramme de la capsule et du filtre

M2 : la masse en milligramme après séchage

Ve : le volume en millilitre de la prise d'essai

3.3.3.4 Mesure de la turbidité par Spectrophotométrie UV – Visible

La spectrophotométrie est une technique qui permet, entre autres d'identifier une substance chimique et de déterminer la concentration d'un soluté dans une solution, par l'interaction des électrons des molécules du soluté (appelé chromophore) avec la lumière.

Lorsqu'un faisceau de lumière blanche d'intensité I_0 traverse une solution d'un chromophore, ce dernier absorbe la lumière dans certaines longueurs d'ondes et restitue une intensité I du faisceau initial.

La détermination de la concentration des colorants est effectuée par dosage spectrophotométrie dans le domaine de visible, en utilisant la loi de Beer-Lambert.

$$A = \log \frac{I_0}{I} = \epsilon.l.C$$

A : Absorbance

ε : coefficient de d'extinction spécifique du soluté (chromophore)

l : épaisseur de la cellule optique

C : la concentration de soluté

Le spectrophotomètre UV-visible utilisé est un appareil possédant une gamme spectrale de 190nm à 900nm. Une cellule en QUARTZ de 10 mm a été employée.

Le rapport de la puissance de rayonnement pénétrant dans la distance mesurée et celle en sortant donne la turbidité. Pour cela, la spectrophotométrie est utilisée dans la détermination de la turbidité à une longueur d'onde de 450 nm. La mesure de la turbidité se fait selon la norme ISO 7027.

3.3.3.5 Mesure des métaux lourds par spectroscopie d'adsorption atomique SAA

L'absorption atomique est un processus qui se produit lorsqu'un atome appartenant à l'état fondamental passe à l'état excité par l'absorption d'une énergie, sous la forme d'un rayonnement électromagnétique, qui correspond à une longueur d'onde spécifique. Le spectre d'absorption atomique d'un élément est constitué d'une série de raies de résonance, tous originaires de l'état électronique fondamentale et finissent dans différents états excités. En général, la raie de la transition entre l'état fondamental et le premier état excité définit la plus forte capacité d'absorption, et c'est la raie habituellement utilisée.

Les transitions entre l'état fondamental et l'état excité se produisent uniquement lorsque le rayonnement incident, provenant d'une source lumineuse, est exactement égal à la fréquence d'une transition spécifique. Une partie de l'énergie de la radiation incidente I_0 est absorbée. Le rayonnement émis est donné par I.

$$I = I_0 e^{-(\varepsilon l)}$$

ε : le coefficient d'absorption de l'élément à analyser e.

l : est la longueur du trajet horizontal du rayonnement à travers la chambre d'absorption.

L'absorption atomique est déterminée par la variation de la puissance rayonnante du faisceau incident en présence et en absence d'atomes analytes dans l'atomiseur. La largeur de la raie émise par la source lumineuse doit être plus petite que la largeur de la raie absorbée de l'analyte. La quantité d'énergie absorbée, à partir d'un faisceau de rayonnement pour la longueur d'onde d'une raie de résonance, augmentera avec l'augmentation du nombre

d'atomes de l'élément sélectionné dans la chambre d'absorption. La relation entre la quantité de lumière absorbée et la concentration de l'analyte présent dans les standards peut être déterminée. On peut déterminer les concentrations des échantillons en comparant les quantités de rayonnement absorbé par ces derniers avec la quantité de radiation absorbé par les standards. La Lecture de l'instrument peut être calibrée de façon à afficher les concentrations de l'échantillon directement.

Les métaux lourds ont été analysés selon la norme ISO 8288:1986 Qualité de l'eau -- Dosage du cobalt, nickel, cuivre, zinc, cadmium et plomb – Méthode A : dosage direct par spectroscopie d'absorption atomique avec flamme.

Les instruments de base pour la SAA comportent quatre parties principales:

Le faisceau lumineux issu de la source (1) traverse la chambre d'absorption (flamme ou four) (2) dans laquelle l'élément se trouve porté à l'état atomique, avant d'être focalisé sur la fente d'entrée d'un monochromateur (3) qui sélectionne un intervalle très étroit de longueurs d'onde. Le trajet optique se termine sur la fenêtre d'entrée du détecteur (4)

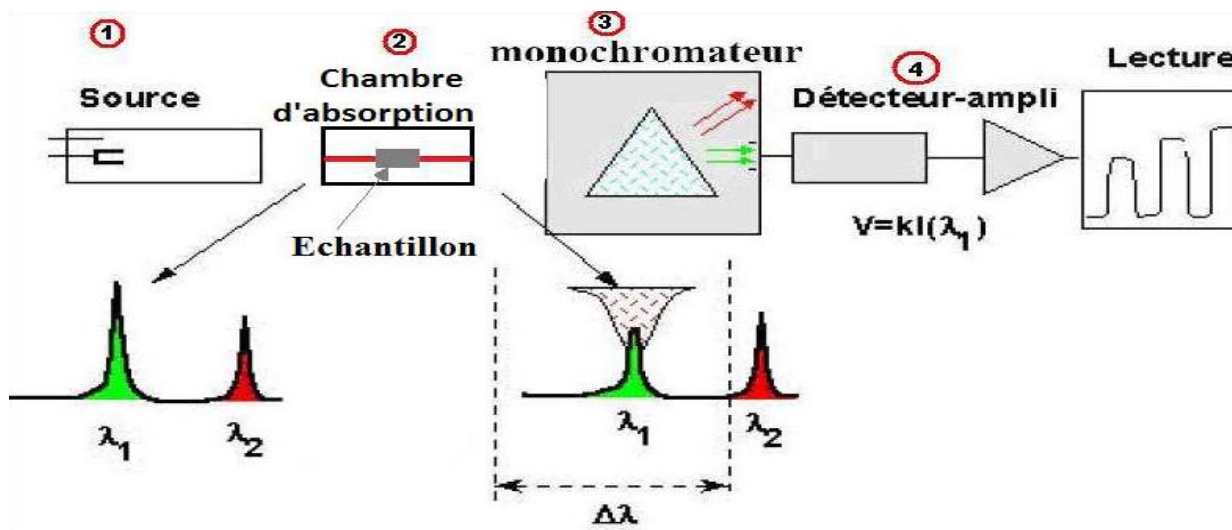


Figure 5 : Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique

[D.BEDJIL]

3.3.3.6 Mesure des ions par chromatographie ionique CI

La Chromatographie ionique (CI) est une technique qui s'apparente à la CLHP. La phase mobile est constituée par un milieu aqueux ionique et la phase stationnaire par un solide qui joue le rôle d'échangeur d'ions. On utilise comme détecteur un conductimètre avec

cellule à circulation, ce qui constitue une méthode de détection sensible et très générale pour toutes les espèces ionisées.

Son principe est fondé sur les propriétés des résines échangeuses d'ions qui permettent une fixation sélective des anions ou des cations présents dans une solution. Sur la résine échangeuse d'ions conditionnée sous forme d'une colonne chromatographique, circule en permanence un éluant. On injecte une très faible quantité de la solution à analyser (50 à 100 ml) et les ions sont fixés sélectivement sur la colonne chromatographique. L'éluant circulant en permanence sur la colonne, les ions sont ensuite progressivement 'décrochés' en fonction de leur taille, leur charge et leur degré d'hydratation. Chaque espèce ionique est ainsi séparée et détectée par conductimétrie à la sortie de la colonne. La concentration de l'espèce ionique dans la solution est directement proportionnelle à la conductivité.

On utilise des colonnes différentes pour analyser les anions et les cations. La Chromatographie Ionique est une méthode particulièrement bien adaptée à l'analyse des anions et cations majeurs des eaux naturelles : Cl^- , F^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . Ces ions sont 'conservatifs' c'est à dire en pratique que leurs abondances ne sont pas modifiées au cours du temps dans les conditions normales de stockage des eaux (flacon bien fermé, réfrigération).

Les autres ions majeurs (HCO_3^- par exemple), le pH etc. doivent être mesurés avec d'autres techniques de chimie classique (pH métrie, mesure de réserve alcaline etc.) et impérativement lors du prélèvement.

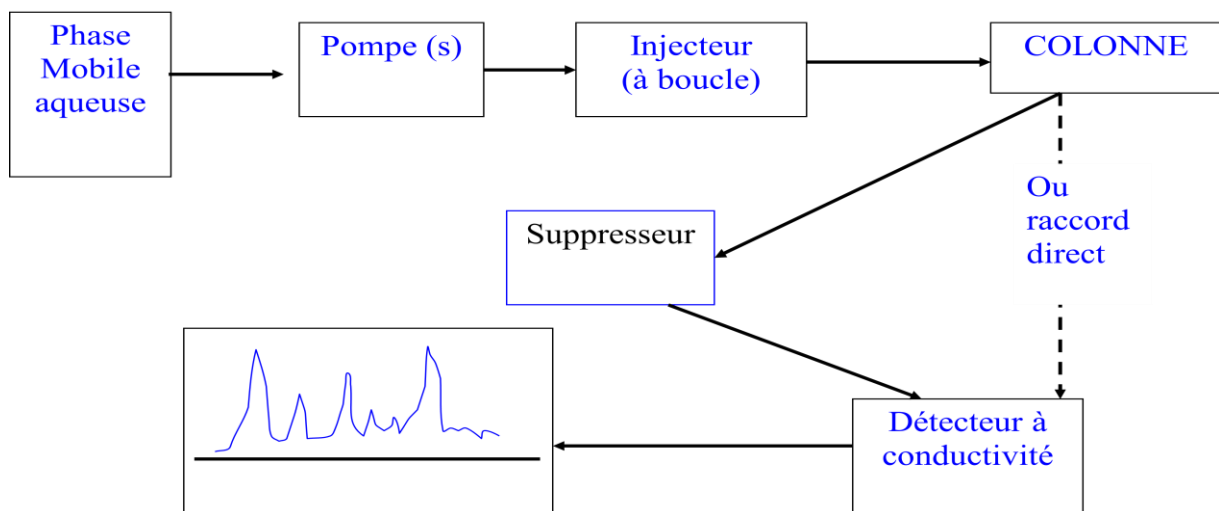


Figure 6 : Schéma de l'appareillage d'une chromatographie ionique

➤ Paramètres microbiologiques

3.3.3.7 Dénombrement avec la méthode de NPP

Les prises d'essais de l'échantillon d'eau ou de ses dilutions sont incorporées dans un milieu de culture liquide conçu pour permettre la croissance d'un micro-organisme ou de groupe de microorganismes. La croissance se traduit par l'apparition d'un trouble du milieu et, éventuellement, une modification visible (virage d'un indicateur de pH coloré).

Principe de la méthode du nombre le plus probable:

Cette méthode est une estimation statistique du nombre de micro-organismes supposés distribués dans l'eau de manière parfaitement aléatoire.

L'estimation de la densité bactérienne est obtenue par application du principe de vraisemblance, à partir de réponses positives observées pour une ou plusieurs dilutions successives de la suspension bactérienne originelle dans des milieux de cultures liquides. Il s'agit d'une méthode quantique et non pas énumératif.

Ces analyses microbiologiques ont été réalisées selon la norme ISO9308-3

3.3.3.8 Dénombrement après filtration sur membrane

Dans certains produits liquides (eau, solutés pharmaceutiques buvables ou injectables...), les micro-organismes sont à une concentration très faible (voire nulle si le produit est stérile). Leur dénombrement (rendu en UFC par unité de volume) impose donc de « concentrer les micro-organismes » pour pouvoir compter des colonies. Cette « concentration » se fait grâce à la filtration d'un grand volume de produit sur une membrane retenant les micro-organismes.

Les différentes étapes d'un dénombrement par une technique de filtration nécessitent l'utilisation d'un matériel spécifique; la membrane filtrante a des pores d'un diamètre de 0,45 µm dont la disposition selon un réseau en trois dimensions permet de retenir à sa surface les bactéries. En effet le diamètre des pores du filtre est inférieur à celui des bactéries classiquement rencontrées. Il existe aussi des membranes de porosité de 0,22 µm pour retenir les bactéries les plus petites, des bacilles très fins qui pourraient se faufiler dans le maillage de la membrane de 0,45 µm (cas de *Pseudomonas aeruginosa*) ou encore des spores.

A la fin de la filtration les membranes sont déposées sur des boîtes contenant des milieux sélectifs appropriés à chaque espèce bactérienne.

Pour les salmonelles qui sont responsables d'intoxications alimentaires et qui provoquent des maladies infectieuses. La recherche s'effectue après filtration sur une ou plusieurs membranes de 1l ou de 5l d'eau pour concentration. Ces membranes sont introduites dans un milieu d'enrichissement, la recherche s'effectue ensuite sur des milieux d'isolements sélectifs avec une identification.

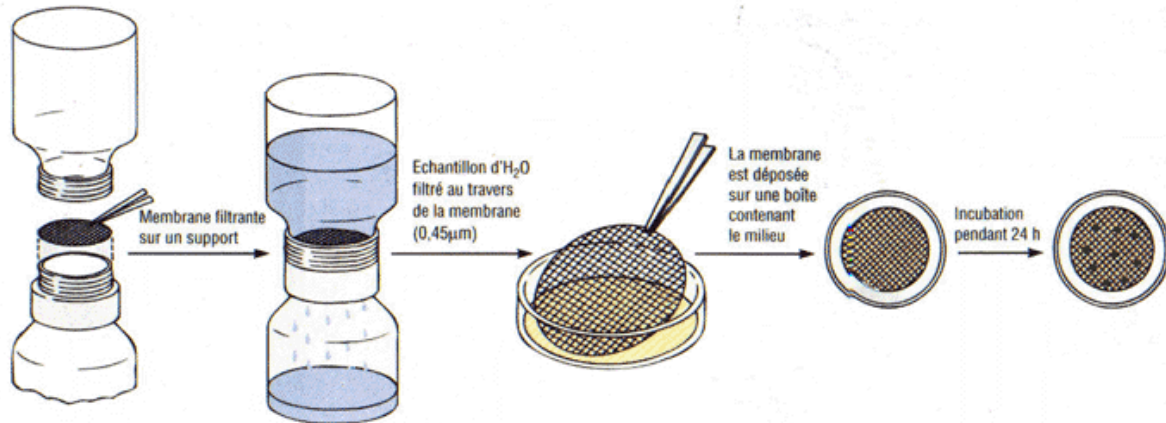


Figure 7: Technique de dénombrement après filtration sur membrane [N.Messaoui]

Ces analyses ont été effectuées selon la norme NF EN ISO 7899-2 pour la recherche et le dénombrement entérocoques intestinaux et selon la norme ISO 9308-1 pour la recherche et le dénombrement des E-coli et des bactéries thermo tolérantes.

Pour la recherche des salmonella typhi on a suivi la norme ISO 6579.

Les modes opératoires sont associés en annexes pour toutes les techniques de mesure et d'analyse

3.4 Conclusion

Les méthodes citées précédemment nous ont permis d'effectuer une caractérisation physico-chimique et microbiologique de notre effluent, les résultats obtenus et leurs interprétations seront présentés dans le chapitre suivant.

CHAPITRE IV

Résultats et discussions de la campagne de prélèvements

4.1 Introduction

Dans ce chapitre nous allons présenter nos résultats d'analyse de la campagne de prélèvements qui sera répartie en trois sections. La première section comprend les paramètres physico-chimiques (paramètres globaux et locaux). La deuxième section est dédiée à la spectroscopie d'adsorption atomique afin de quantifier la teneur en métaux lourds et enfin la troisième partie est consacrée pour la recherche et la quantification des germes pathogènes caractérisant l'effluent. Cette caractérisation physico-chimique et microbiologique nous a conduit à choisir une filière de traitement de l'effluent hospitalier qui sera représentée dans le chapitre suivant.

4.2 Paramètres physico-chimiques globaux

Ces résultats sont obtenus à partir des techniques d'analyses qui ont été mentionnées dans le chapitre précédent. Le tableau suivant représente les paramètres globaux de pollution des différents échantillons :

Tableau 10 : Résultats des paramètres globaux

| Paramètre | Le Dim 19/02/2017 | Le Mer 22/02/2017 | Le Mar 28/02/2017 |
|------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Odeur | Désagréable | Désagréable | Désagréable |
| Couleur | Marron foncé | Noirâtre | Marron foncé |
| Température | 18°C | 20°C | 21°C |
| Ph | 7,74 | 7,56 | 7,61 |
| Oxygène dissous | 0,74 mg/L | 0,8 mg/L | 3,12 mg/L |
| Conductivité | 2,96 mS/cm | 3,20 mS/cm | 3,43 mS/cm |
| Turbidité | 309 FTU | 900 FTU | 240 FTU |
| DBO ₅ | 1000 mg d'O ₂ /L | 700 d'O ₂ /L | 500 mg d'O ₂ /L |
| DCO | 7800 mg d'O ₂ /L | 4200 mg d'O ₂ /L | 2850 mg d'O ₂ /L |
| MES | 385 mg/L | 1427 mg/L | 250 mg/L |

➤ **Interprétation des résultats**

4.2.1 La température

La température est l'un des paramètres les plus importants à noter lors du prélèvement. Selon des études qui ont été faites par [SALGHIR] la température influe sur la croissance bactérienne et induit aussi à une augmentation de la couleur et de la turbidité. De plus, la solubilité de l'oxygène diminue quand la température augmente, ce qui est néfaste pour les micro-organismes et pour leur faculté d'autoépuration.

4.2.2 La couleur et l'odeur

La couleur et proportionnelle à la turbidité, cette dernière est due à des matières en suspension de diamètre important.

Concernant l'odeur, ce paramètre nous indique la présence de la matière organique en décomposition; les bactéries dégradent la matière organique sur tout en présence de la chaleur (T°) et de l'humidité ces dernières libèrent des substances malodorantes.

4.2.3 pH

On remarque que le pH varie entre 6,5 et 8. C'est un indicateur de l'activité microbienne, sa valeur caractérise la présence des équilibres physico-chimiques. Les bactéries d'une manière générale se développent dans une gamme de pH qui se rapproche de la neutralité (6-8)

4.2.4 Oxygène dissous

C'est l'un des paramètres les plus essentiels lors de la caractérisation physico-chimique d'une eau. L'oxygène dissous dans l'eau conditionne la faune aquatique. Selon la commission de la protection des eaux, du patrimoine, de l'environnement, du sous-sol et des chiroptères de Franche-Comté la teneur d'une eau en oxygène dissous dépend de sa température. Les valeurs de saturation en oxygène de l'eau en conditions ordinaires (pression atmosphérique 760 mm de Hg) sont :

À 5°C, maximum d'oxygène dissous : 12,3mg/l.

À 10°C : 10,9 mg/l.

À 15°C : 9,7mg/l.

À 20°C : 8,8mg/l.

À 25°C : 8,1 mg/l.

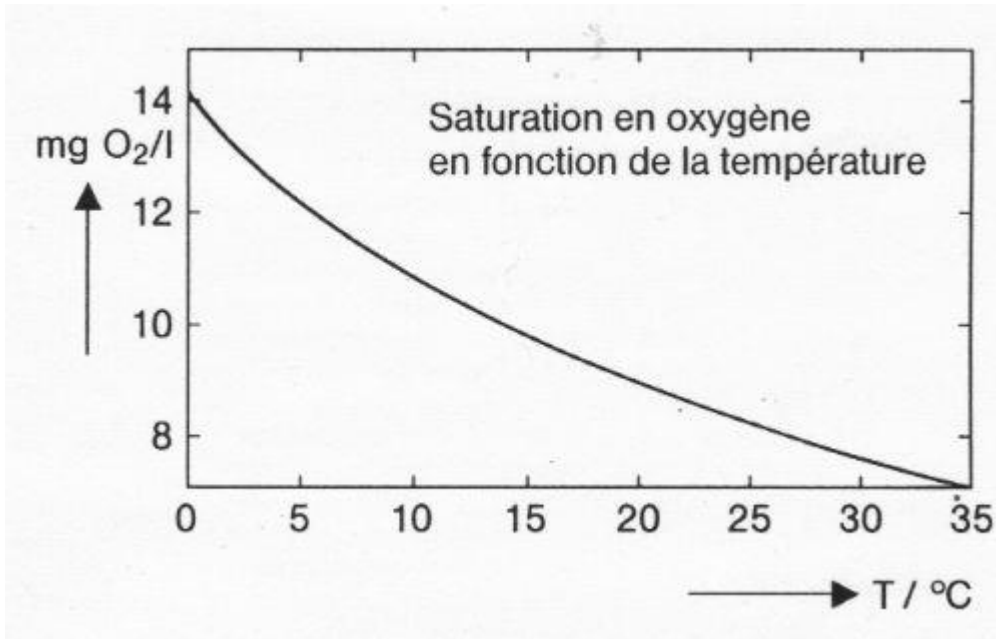


Figure 8 : Saturation en oxygène en fonction de la température[CPEPESC]

L'augmentation de sa valeur nous oriente vers les phénomènes de photosynthèses systématiquement vers l'oxydation de la matière organique. Contrairement à ce qu'on a trouvé lors de notre caractérisation même à une température de 20°C la teneur en oxygène dissous ne dépasse pas les 4 mg/L ce qui indique un déficit en oxygène dissous et ce dernier conduit vers les phénomènes d'asphyxie d'où le dégagement des mauvaises odeurs.

4.2.5 Conductivité

La mesure de la conductivité permet d'avoir une idée sur la charge de l'eau en sels ionisés. C'est également un moyen de détecter certaines pollutions très importantes non analysés ailleurs. La conductivité varie avec la température. La température de référence pour l'expression de la conductivité est de 25°C [SALGHIR].

D'après les résultats trouvés la conductivité (3 mS/cm) indique la présence d'éléments minéraux mentionnés dans le tableau 4.3.

Selon l'étude de [Berrada et al.] sur les rejets des effluents hospitaliers l'augmentation de la conductivité électrique est due aux teneurs élevées des autres paramètres analysés comme le potassium et le sodium ce qui est compatible avec nos résultats d'analyse.

4.2.6 DBO₅ (demande biochimique en oxygène) et DCO (demande chimique en oxygène)

La DBO₅ permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées. La DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant, le bichromate de potassium. Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présentes dans l'échantillon.

Selon [Alain TRUC] Le rapport DCO/DBO permet de qualifier la biodégradabilité d'un effluent :

- DCO/DBO < 2 : effluent facilement biodégradable ;
- 2 < DCO/DBO < 4 : effluent moyennement biodégradable ;
- DCO/DBO > 4 : effluent difficilement biodégradable.

Pour cela on remarque que la DCO est très élevée par rapport à la DBO₅; un rapport qui dépasse les 5 ce qui implique la présence de matières non biodégradable (médicaments, métaux lourds et détergents ...). Ces résultats sont divergent des résultats obtenus dans une étude antérieure; d'après l'article d'Emmanuel Evens le rapport DCO/DBO₅ est environ 2,32 pour les effluents hospitaliers.

4.2.7 MES (matières en suspension)

Ce sont les matières qui ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdales. Les matières en suspension comportent des matières organiques et des matières minérales. Les valeurs retrouvées en MES (très élevées) peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter ainsi le développement de la vie aquatique et peuvent ainsi favoriser la toxicité de la faune microbienne.

4.3 Paramètres physico-chimiques locaux

Ces paramètres sont obtenus par le biais de la chromatographie ionique, son principe est indiqué dans le chapitre précédent.

Le tableau suivant représente les paramètres locaux de pollution des différents échantillons :

Tableau 11: Résultats des paramètres locaux

| Paramètre | Le Dim 19/02/2017 | Le Mer 22/02/2017 | Le Mar 28/02/2017 |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Ammonium | 183,8 mg/L | 265,2 mg/L | 97 mg/L |
| Nitrites | -- | 1,1 mg/L | -- |
| Nitrates | 90,5 mg/L | 107,6 mg/L | 61,6 mg/L |
| Phosphates | 4,2 mg/L | 5,1 mg/L | 1,9 mg/L |
| Sulfates | 139,7 mg/L | 171,5 mg/L | 131,2 mg/L |
| Sodium | 576,6 mg/L | 957,7 mg/L | 334,7 mg/L |
| Fluorures | 45,5 mg/L | 78,8 mg/L | -- |
| Chlorures | 5224,3 mg/L | 9211,6 mg/L | 3317,2 mg/L |
| Potassium | 24,5 mg/L | 33,5 mg/L | 16,6 mg/L |
| Magnésium | 6,6 mg/L | 10,2 mg/L | 4,3 mg/L |
| Calcium | 31,0 mg/L | 46,1 mg/L | 30,2 mg/L |

➤ Interprétation des résultats

4.3.1 L'azote

L'azote rencontré dans les eaux usées peut avoir un caractère organique ou minéral, il se présente sous quatre formes :

- L'azote organique se transforme en azote ammoniacal.
- L'azote ammoniacal (NH_4^+) traduit un processus d'ammonification de la matière organique azotée. Les ions ammoniums subissent une nitrification par action des bactéries nitrifiantes.
- L'azote nitreux (NO_2^-) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates.

- L'azote nitrique (NO_3^-) est produit par nitrification de l'azote ammoniacal. Il joue un rôle important dans le développement des algues et participe au phénomène d'eutrophisation.

Les ions NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- : Ces ions résultent de la minéralisation des matières organiques azotées: leur présence renseigne sur le degré de minéralisation de la charge organique de l'eau et donc de son degré d'épuration. En milieu naturel l'ion ammonium s'oxyde en ion nitrate: c'est la nitrification dont les nitrites constituent une forme intermédiaire instable. Dans les eaux usées, l'azote se trouve principalement sous forme ammoniacale.

D'après nos résultats d'analyse on remarque une forte concentration en ammonium et cela est dû aux urées rejetées par les malades. La forme ammonium n'est pas toxique. Mais dans notre cas, pour les eaux dont le pH est supérieur à 7,5 une fraction peut être transformée en ammoniaque (gaz ammoniac en suspension dans l'eau) qui est toxique pour la faune aquatique. La présence de quelques traces en nitrites qui ne dépassent pas les 1 mg/L car ils sont chimiquement instables

Les nitrates (NO_3^-) : Le dosage des nitrates dans les échantillons analysés a montré des valeurs allant de 61 jusqu'à 101 mg/l, montrant un dépassement de la valeur limite énoncée par la réglementation nationale (30 mg/l) (tableau n°4) cela est conforme aux résultats de [Berrada et al.]

4.3.2 Les phosphates

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. La teneur en phosphate est proportionnelle à la quantité de détergents présente dans l'eau. Ces teneurs en phosphate peuvent être originaires de médicaments (phosphate de sodium « SANDOZ » et phosphate de potassium « KALIUMPHOSPHAT »).

Selon la commission de la protection des eaux, du patrimoine, de l'environnement, du sous-sol et des chiroptères de Franche-Comté les critères analytiques du PO_4^{-2} dans l'eau :

- de 0 à 0,1mg/l. de PO_4^{-2} : très bon.
- de >0,1 à 0,5 mg/l: bon.
- de >0,5 à 1 mg/l: médiocre.
- de >1 à 2 mg/l: pollution.
- de >2 mg/l: très pollué

Comparant avec nos résultats d'analyse on conclue que cette eau est très polluée. En vu des résultats obtenus où la teneur en phosphate est comprise entre 1,9 à 5 mg/L

4.3.3 Les sulfates

La concentration en sulfates des échantillons prélevés était comprises entre 131 et 172 mg/l. Aucune valeur n'a dépassé la valeur limite admise par la réglementation en vigueur (250 mg/l).

4.3.4 Les fluorures

À haute dose, les composés fluorés sont toxiques, on remarque que leur concentration dépasse la norme citée dans le tableau n°4 (15mg/L) et cela est dû à la forte utilisation des médicaments contenant des fluorures à titre d'exemple le service chirurgie dentaire utilise des composés fluorés (ZYMAFLOR « fluorure de sodium »), notons que ce service est très fonctionnel en début et en fin de semaine.

Cette forte teneur en pollution inorganique (environs quatre fois la norme) est l'une des raisons pour lesquelles on a choisi des électrodes en aluminium et non pas en fer et cela est développé dans le chapitre suivant.

4.3.5 Les chlorures

Les chlorures ne sont pas nocifs, mais constituent un important indicateur d'arrivée de pollution. Ils ne sont pas éliminés par les stations d'épuration. Dans la nature ils sont souvent indicateurs d'arrivée d'effluents urbains. A titre indicatif, dans l'eau du robinet le maximum admis est de 250 mg/l de chlorures. Le dosage des chlorures dans les échantillons a montré des concentrations allant de 3000 mg/l jusqu'à 9000 mg/l (tableau n°11). Ces concentrations sont très élevées et dépassent la valeur limite fixée par les normes en vigueur ceci est accordable avec les résultats de Berrada et al.

Ces fortes teneurs sont dues aux détergents et aux médicaments, on cite: résidus d'antibiotiques, d'anti-inflammatoires, d'antidépresseurs, de contraceptifs.

4.3.6 Le potassium, Le magnésium, Le calcium, Le sodium

L'impact de ces minéraux est négligeable devant une DCO de 7000mg d'O₂/L et devant une telle concentration en fluorure.

4.4 Les métaux lourds

La spectroscopie d'absorption atomique nous a permis de quantifier la teneur en métaux lourds, les résultats sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 12 : Résultats de la caractérisation des métaux lourds

| Métal | Le Dim 19/02/2017 | Le Mer 22/02/2017 | Le Mar 28/02/2017 |
|--------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Nickel | 0,66 mg/L | 0,007 mg/L | 0,002 mg/L |
| Cuivre | 0,03 mg/L | 0,161 mg/L | 0,086 mg/L |
| Fer | 0,77 mg/L | 4,436 mg/L | 2,216 mg/L |
| Zinc | 0,12 mg/L | 0,960 mg/L | 0,444 mg/L |
| Plomb | 0,04 mg/L | 0,272 mg/L | 0,178 mg/L |

➤ **Interprétation des résultats**

4.4.1 Le nickel

Le nickel est un métal présent à l'état naturel dans les roches, les sols et les plantes. En ce qui concerne l'eau souterraine, le nickel peut être présent en raison de l'altération météorique des roches ainsi que de certaines activités humaines comme la consommation de combustibles fossiles, la fusion de métaux et l'industrie de l'électroplaste.

La norme algérienne indique une valeur limite en nickel de 0.5 mg/L. Cette valeur est légèrement dépassée dans le cas du premier échantillon cela est dû à l'utilisation d'appareillage médical au sein de l'hôpital.

Même si le nickel peut être toxique à des concentrations élevées, les concentrations présentes dans l'eau sont généralement trop faibles pour représenter un risque pour la santé.

4.4.2 Le cuivre

Pour l'eau destinée au rejet, la réglementation algérienne fixe une valeur limite de 0.5 mg/L compte tenu des incertitudes de la toxicité du cuivre pour l'homme. A une concentration > 2 mg/l. il colore les eaux.

Les valeurs retrouvées pour notre eau sont bien inférieures aux normes prescrites car sa présence provient de la corrosion des matériaux de plomberie qui contiennent du cuivre ou du service maintenance qui rejette cet élément.

4.4.3 Le fer

La réglementation algérienne requiert une valeur limite de 3 mg/L de fer dans les eaux usées non domestiques. Pour notre analyse la concentration est supérieure à la norme dans un seul prélèvement.

Le fer provient du sous-sol ou des activités hospitalières telles que celles du service de médecine interne mais il n'y a pas de risque pour la santé aux concentrations généralement présentes dans l'eau usée.

4.4.4 Le zinc

Le zinc est présent à l'état naturel, mais la source la plus fréquente de ce métal dans l'eau est la corrosion des tuyaux galvanisés et des matériaux utilisés pour la construction des puits.

Pour la vie aquatique, le zinc présente une certaine toxicité, fonction de la minéralisation de l'eau et de l'espèce considérée. Il est peu toxique au niveau de traces mais sa présence dans les eaux indique souvent celles d'autres métaux ou polluants toxiques industriels.

La norme algérienne recommande comme valeur limite pour le zinc 3 mg/L. Pour l'eau étudiée la teneur en zinc est largement inférieure dans le cas des trois échantillons, ce qui répond aux normes.

4.4.5 Le plomb

En général, la présence de plomb dans l'eau provient de la corrosion des matériaux de plomberie qui contiennent du plomb, comme les tuyaux, les robinets, les raccords, ainsi que des matériaux de soudure et de cuvelage des puits.

La norme algérienne indique pour les eaux usées, une concentration limite de 0,5 mg/L. Elle précise que dans le cas de canalisations en plomb, la teneur de ce dernier ne devrait pas être supérieure à 0,5 mg/L dans un échantillon prélevé après écoulement.

Pour notre eau on a constaté dans tous les échantillons que la concentration en plomb reste dans les normes de rejet car il n'y a pas de grandes sources de plomb à l'hôpital.

4.5 Paramètres microbiologiques

Les résultats de l'analyse microbiologique sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 13 : Résultats de la caractérisation microbiologique

| Paramètre | Le 19/02/2017 | Dim 22/02/2017 | Mer 28/02/2017 | Mar |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----|
| Coliformes totaux (dans 100 ml) | 140×10^4 | 46×10^4 | $3,8 \times 10^4$ | |
| Coliformes Fécaux (dans 100 ml) | 140×10^4 | 46×10^4 | $2,3 \times 10^4$ | |
| Streptocoques Fécaux (dans 100 ml) | $2,8 \times 10^4$ | 46×10^4 | $6,4 \times 10^4$ | |
| E-Coli (dans 100 ml) | $2,8 \times 10^4$ | 24×10^4 | $2,3 \times 10^4$ | |
| Salmonelles typhi (dans 100 ml) | absence | Absence | Absence | |

➤ Interprétation des résultats

Les résultats des analyses bactériologiques indiquent une charge importante en micro-organismes, ce qui est conforme aux résultats obtenus par d'autres études en occurrence celles de Nour Eddine AMEZIANE et Lahcen BENAABIDATE.

4.5.1 Les coliformes totaux

Pour les coliformes totaux on note en moyenne 60.10^4 UFC/100mL, ce qui signifie une contamination d'origine organique au niveau de l'hôpital. Leur dénombrement est utilisé comme indicateur de pollution. Leur taux dans les effluents hospitaliers est largement important par rapport à celui des eaux résiduaires urbaines ; cela est dû à l'enrichissement des effluents hospitaliers en matières organiques. En effet, plus un milieu aquatique est enrichi en

matières organiques assimilables, directement (production primaire) ou indirectement (apports d'eaux usées, par exemple), plus le nombre de germes aérobies mésophiles s'accroît.

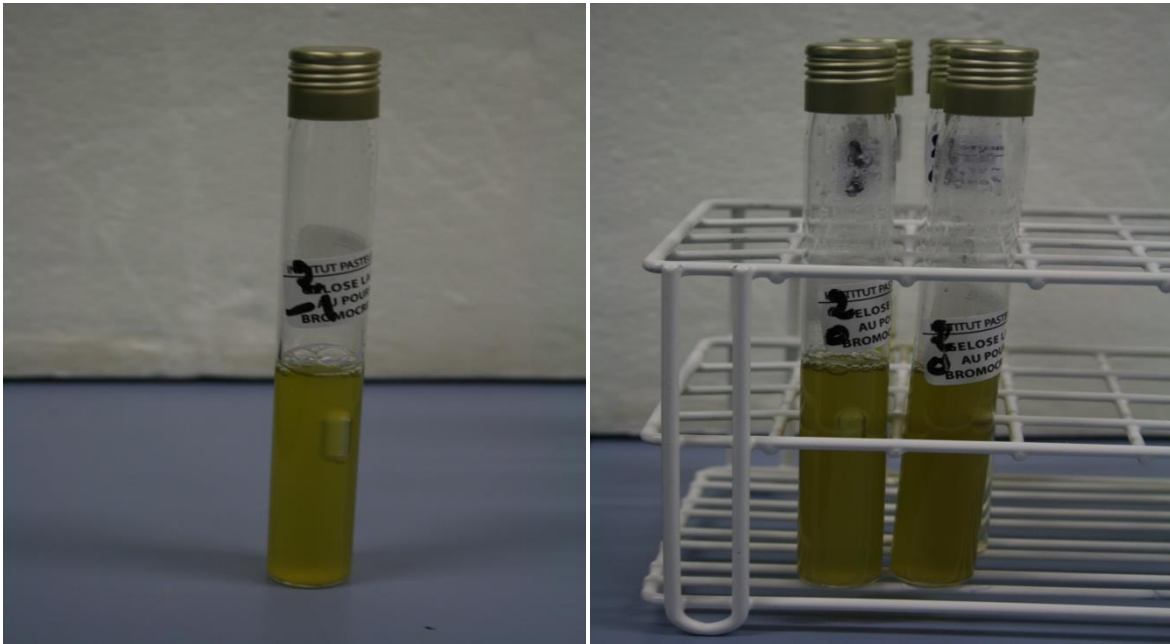


Figure 9: Recherche des coliformes totaux pour la méthode NPP

4.5.2 Les coliformes Fécaux

On remarque une forte concentration en coliformes fécaux (en moyenne 60.10^4 UFC/100mL) ce qui signifie une contamination fécale. Par ailleurs, on a utilisé la concentration en coliformes fécaux comme indicateur du degré de pollution des eaux par des germes fécaux et on l'a considéré comme un indicateur indirect de la présence massive d'antibiotiques et / ou de désinfectants. C'est ainsi qu'on pourrait lier la forte teneur des effluents de l'hôpital de Tlemcen en coliformes fécaux à une faible présence des antibiotiques et / ou de désinfectants dans ces effluents.

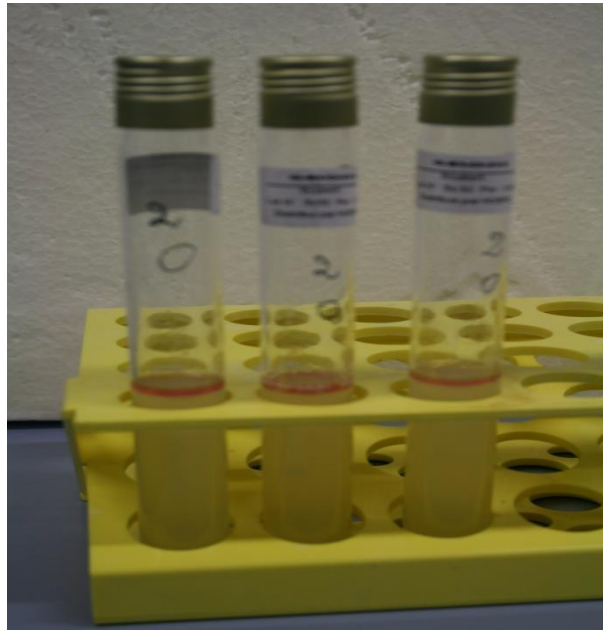


Figure 10 : Recherche des coliformes fécaux pour la méthode NPP

4.5.3 Les streptocoques Fécaux

Les streptocoques fécaux sont des bactéries qui se retrouvent dans le système digestif des humains et des animaux. Leur présence dans l'eau (en moyenne $20 \cdot 10^4$ UFC/100mL) se traduit par une contamination d'origine fécale et récente.

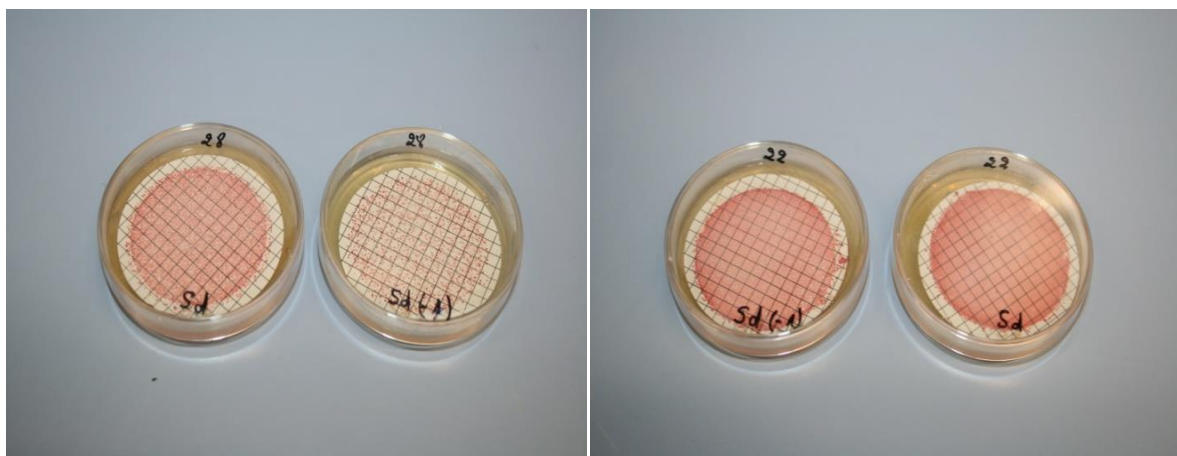


Figure 11 : Recherche des streptocoques fécaux par la méthode de filtration sur membrane

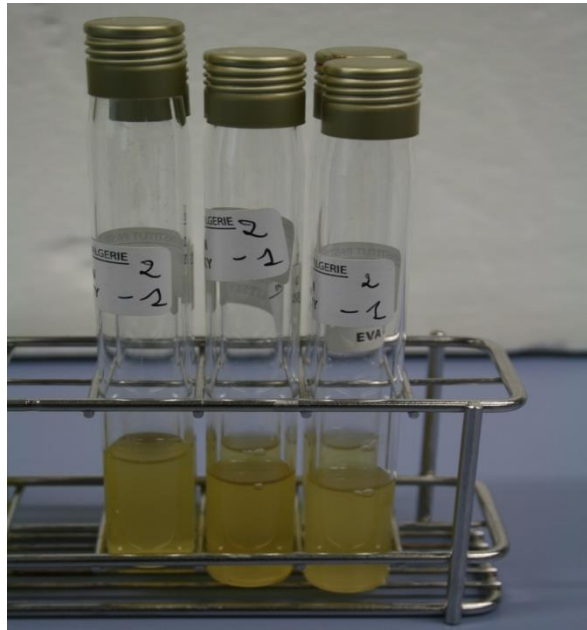


Figure 12 : Recherche des streptocoques fécaux par la méthode NPP

4.5.4 E-Coli et les salmonelles typhi

Le danger qui caractérise les effluents hospitaliers c'est la présence des bactéries responsables des infections nosocomiales telles que E-Coli et des bactéries polyrésistantes aux antibiotiques comme les salmonelles typhi présentes dans les rejets humains. E-Coli a été trouvée en forte concentration (en moyenne 9.10^4 UFC/100mL) cependant, les salmonelles typhi étaient absentes. Mais il y a toujours une possibilité qu'elles soient présentes car les hôpitaux sont généralement des grands consommateurs d'eau et cela conduit à une dilution des effluents le long du trajet allant des différents blocs générateurs des déchets bactériologiques jusqu'au collecteur principal. Par conséquent on assiste à une réduction de concentration de diverses espèces bactériennes présentes.

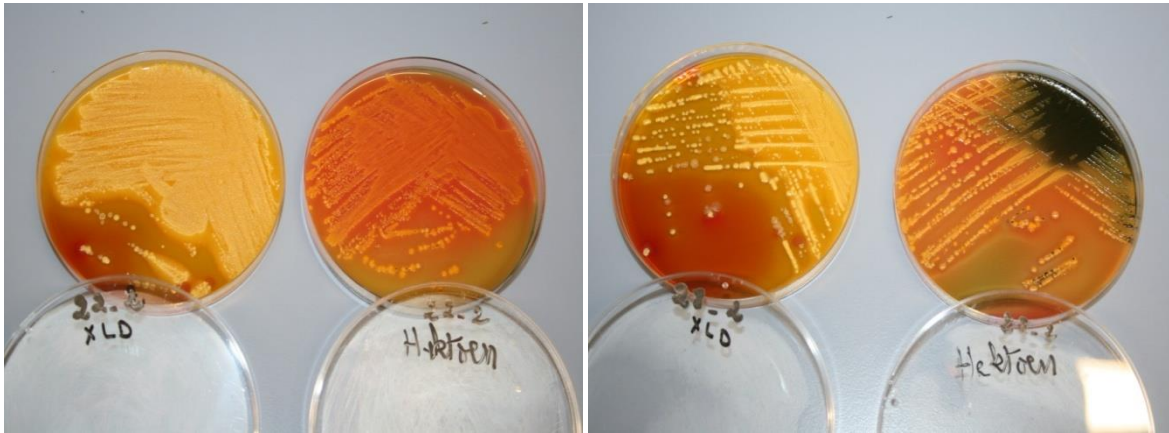


Figure 13 : Recherche des salmonelles typhi par la méthode de filtration sur membrane

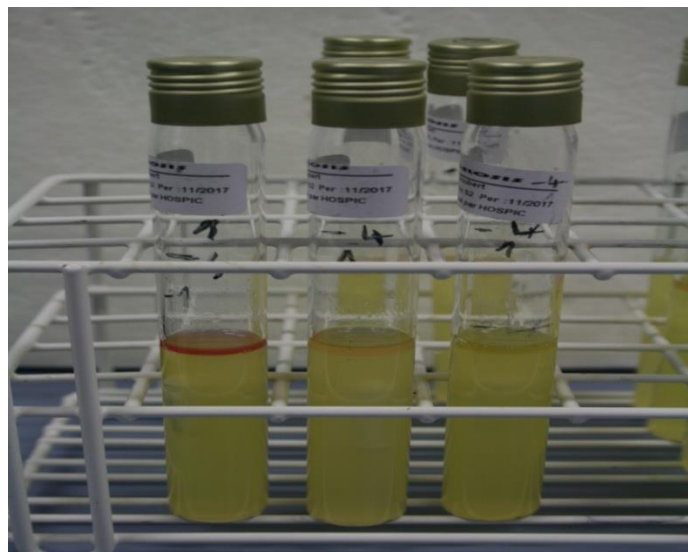


Figure 14 : Recherche des E-Coli par la méthode NPP

4.6 Conclusion

Dans le présent chapitre, nous avons présenté les résultats de la caractérisation physico-chimique et bactériologique des effluents hospitaliers du CHU de Tlemcen.

D'après les résultats obtenus, nous pouvons remarquer que les paramètres de pollution organique et inorganique sont élevés et donc un traitement s'impose avant rejet de l'effluent.

Dans le chapitre suivant, nous allons justifier pourquoi notre choix a porté sur le traitement par électrocoagulation. Nous allons aussi optimiser les paramètres opératoires pour la diminution de la charge en DCO et pour finir nous feront une caractérisation de l'eau traitée.

CHAPITRE V

Traitement des effluents hospitaliers par électrocoagulation

5.1 Introduction

Après avoir déterminé les concentrations des différents paramètres de pollution régissant les effluents hospitaliers de l'hôpital de Tlemcen, nous avons proposé dans le présent chapitre une méthode de traitement basée sur l'électrocoagulation. Cette méthode a été choisie car notre effluent n'est pas biodégradable ($DCO/DBO_5=5$) et donc un traitement électrochimique est recommandé.

Pour ce, nous évoquerons dans ce qui suit :

- La détermination des paramètres influençant l'électrocoagulation.
- L'optimisation de la méthode.
- La présentation des différents résultats d'analyses après traitement.
- L'évaluation de l'apport de la méthode.

5.2 Paramètres influençant l'électrocoagulation

Dans le cadre de ce travail nous avons évalué l'efficacité de l'électrocoagulation sur la diminution de la DCO en utilisant des électrodes en aluminium.

Durant les manipulations, des prélèvements ont été effectués après décantation et filtration des échantillons puis mis dans le DCO-mètre pour enfin être analysés par spectrophotométrie UV-Visible.

Enfin nous avons varié les conditions opératoires afin d'étudier l'influence des paramètres suivants :

- L'effet du pH
- L'effet de la densité de courant
- L'effet du rapport S/v
- L'effet de la température

5.2.1 Effet du pH

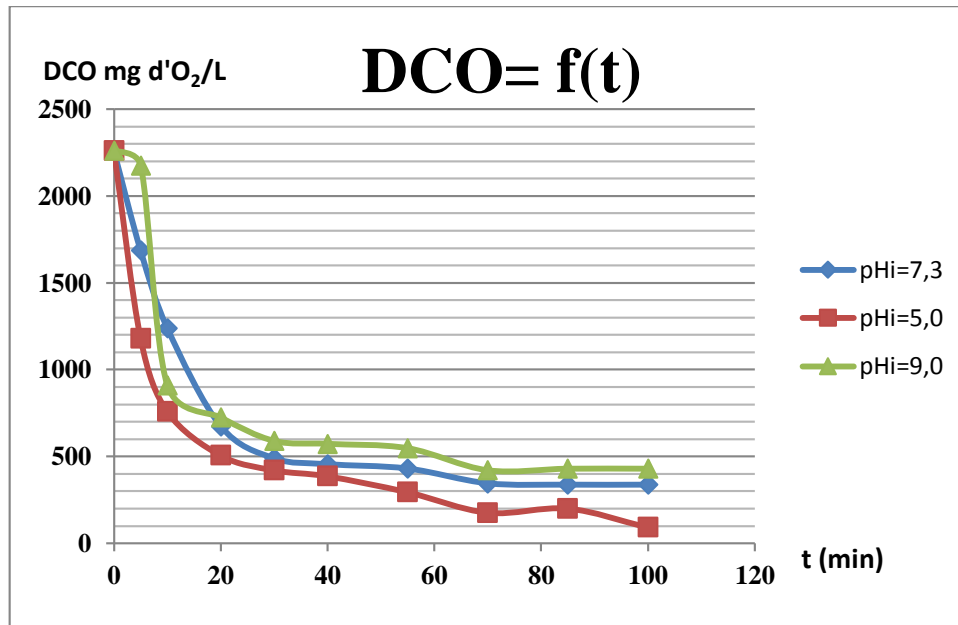
Pour évaluer l'effet du pH sur la DCO, nous avons varié le pH de l'effluent à traiter. Trois valeurs différentes ont été suivies : à savoir pH=5, pH=9, pH=7,3. Ces pH ont été ajustés, avant le début de l'essai à l'aide d'une solution d'acide chloridrique HCl (1N) pour le pH acide et d'une solution d'hydroxyde de sodium NaOH (1N) pour le pH alcalin. Et ce tout en maintenant les autres conditions opératoires constantes :

Température : 21 °C

Densité du courant : 60A/m²

Rapport S/v : 3,7m²/m³

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC dans les différentes conditions donne les résultats représentés sur la figure suivante :



Température : 21 °C

Densité du courant : 60A/m²

Rapport S/v : 3,7m²/m³

Figure 15 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour différentes valeurs de pH

Nous observons au début un abattement de DCO plus rapide et plus prononcé dès les premières minutes de traitement pour le pH 5 en comparaison aux autres pH étudiés. Au-delà, l'abattement est graduel et atteint une valeur fixe au bout de 70 minutes.

Pour les pH alcalin et neutre, l'évolution de l'abattement de la DCO est progressive et atteint un palier au bout de 60 minutes.

D'après la figure, les résultats obtenus montrent que le pH a une influence non négligeable sur la cinétique d'élimination de la DCO. À pH acide la cinétique est très rapide comparée à celle obtenue à pH alcalin, ceci corrobore les résultats obtenus par N.Mameri et *al* lors du traitement de l'eau du Sahara par électrocoagulation et peut être expliqué comme suit :

- L'alcalinisation du milieu limite la prédominance des hydroxydes d'aluminium ce qui est défavorable pour la coagulation de la charge polluante.
- L'acidification du milieu favorise la formation de floccs car les ions aluminium générés électrochimiquement forment des complexes hydrox-monomériques ou polymériques selon le pH du milieu, et ces complexes ont tendance à polymériser entre $\text{pH} = 4$ et $\text{pH} = 7$ selon le diagramme représenté dans la figure suivante :

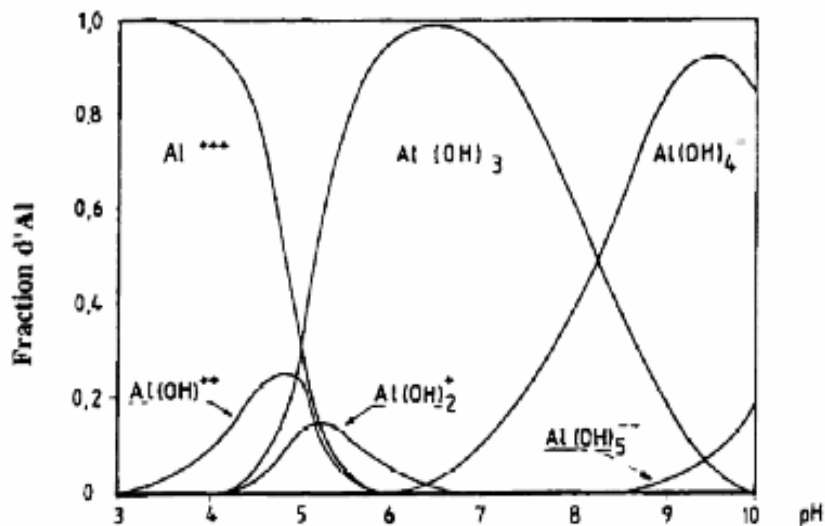
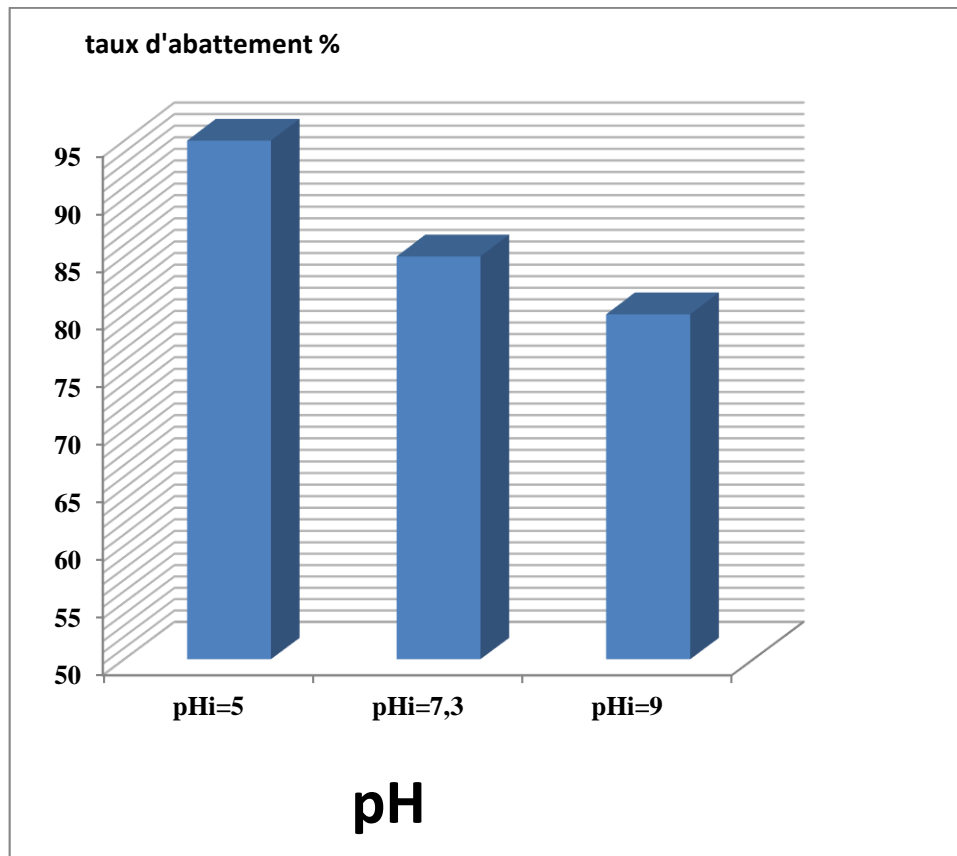


Figure 16 : Hydrolyse de l'aluminium en fonction du pH [Back et Willems, 1961]

La figure suivante représente les taux d'abattement de la DCO pour les trois valeurs de pH.



Température : 21 °C

Densité du courant : 60A/m²

Rapport S/v : 3,7m²/m³

t_r=100mn

Figure 17 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction du pHi

Le taux d'abattement le plus élevé est obtenu à pH acide (pHi=5) avec 95% de rendement.

5.2.2 Effet de la densité de courant

Selon Adhoum et al, le courant électrique n'avait pas d'effet direct sur la concentration du coagulant généré lors de l'électrolyte mais avait plutôt un effet sur la production des bulles d'oxygène et d'hydrogène, et sur le diamètre de ces dernières, ainsi que la genèse des floccs, qui provoquent l'élimination de la matière organique. La densité de courant est un paramètre critique en électrocoagulation, étant donné qu'il est le seul pouvant être contrôlé directement. L'effet de l'intensité de courant sur l'élimination de la pollution chimique a été étudié en faisant varier l'intensité de courant tout en maintenant constant les autres paramètres opératoires à savoir, le rapport S/v, le pH et la température :

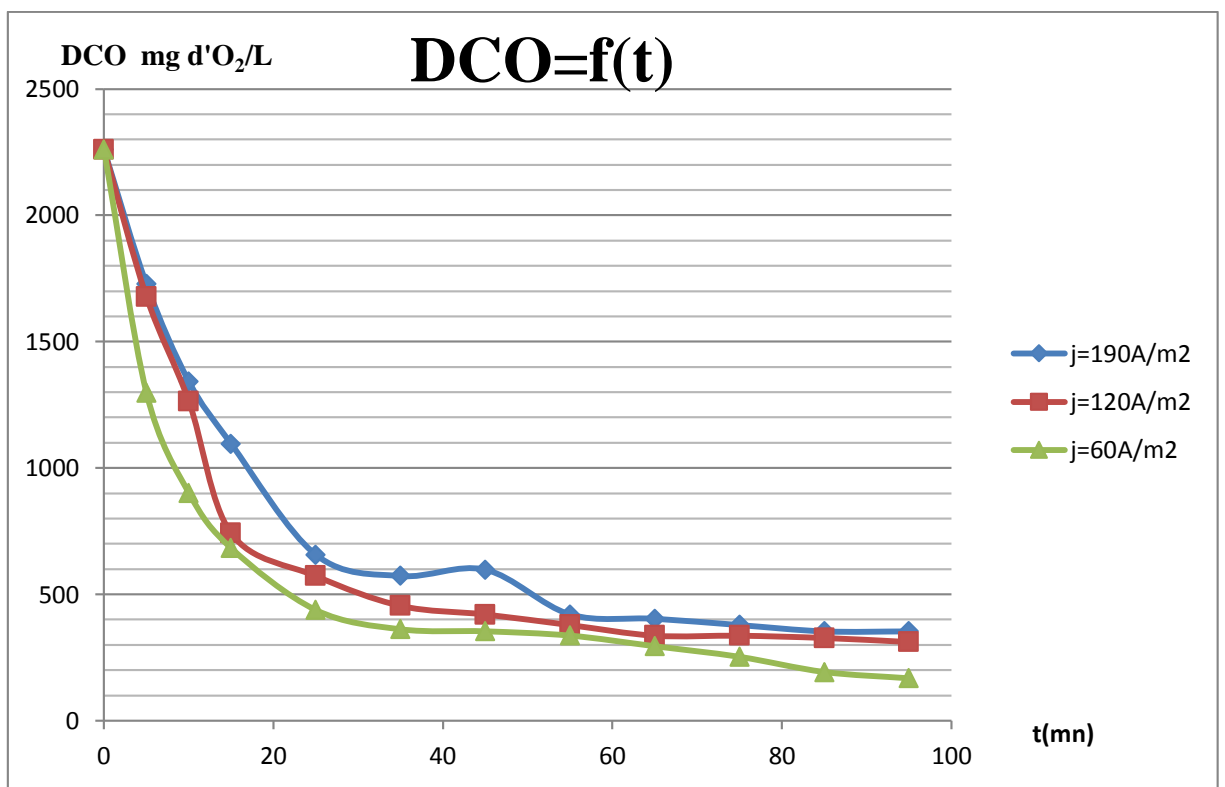
$$S/v=3,7\text{m}^2/\text{m}^3$$

$$\text{pH}_i=7,3$$

$$T=21^\circ\text{C}$$

Les valeurs étudiées sont : 190, 120 et 60 A/m².

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC dans les différentes conditions donne les résultats représentés sur la figure suivante :



$$S/v=3,7\text{m}^2/\text{m}^3$$

$$\text{pH}_i=7,3$$

$$T=21^\circ\text{C}$$

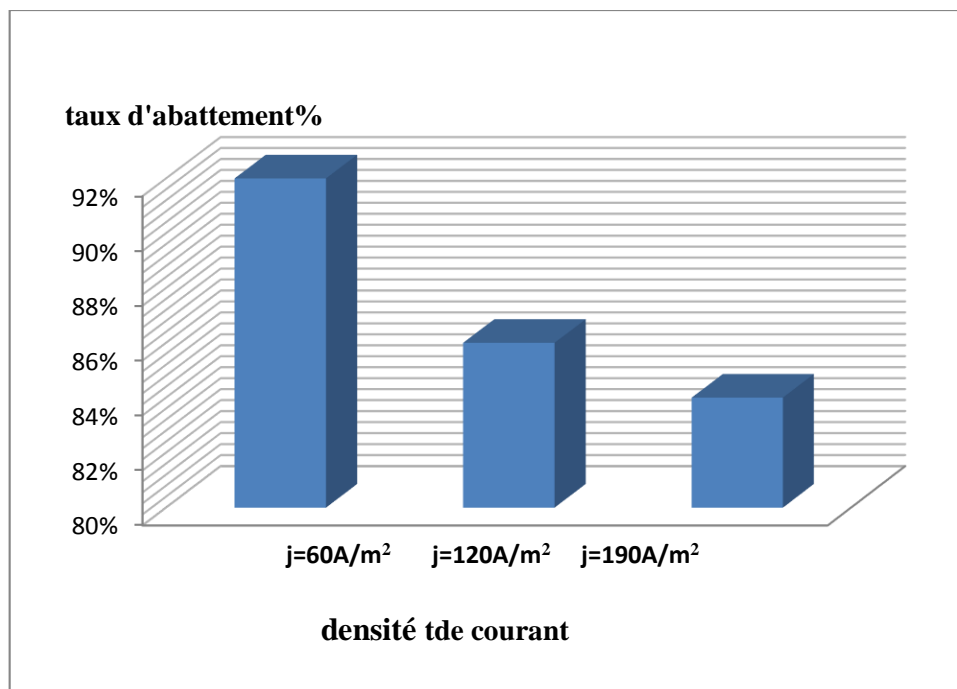
Figure 18 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de densité de courant

A la lecture de ces graphes, il apparaît que l'application de valeurs de densité de courant descendantes améliore le taux d'élimination ainsi que la cinétique de dépollution.

Ceci est en cohérence avec l'étude faite par N.Mameri et *al* sur la défluoruration des eaux de Sahara.

L'application d'un courant électrique provoque des réactions d'oxydoréduction détaillées dans le chapitre 2, et génère l'hydroxyde d'aluminium, la pollution chimique s'adsorbe sur le complexe d'où la diminution de la DCO.

La figure suivante représente le taux d'abattement des différentes densités de courant ;



$$S/v=3,7\text{m}^2/\text{m}^3$$

$$\text{pH}_i=7,3$$

$$T=21^\circ\text{C}$$

$$t_f=95\text{mn}$$

Figure 19 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction de la densité de courant

Le rendement est légèrement meilleur lorsque la densité de courant est faible. Donc une application d'une intensité de courant très élevée n'entraîne qu'une surconsommation d'électricité qui se traduit par l'échauffement de l'eau accompagnée par la diminution de la résistance électrique du milieu et une corrosion de l'aluminium.

5.2.3 Effet du rapport S/v

La surface active est définie comme étant la surface de l'électrode mise en contact avec la solution à traiter, v est le volume réactionnel.

L'effet du rapport S/v sur l'élimination de la pollution chimique a été étudié en faisant varier le volume tout en maintenant constant les autres paramètres opératoires à savoir, la densité de courant, le pH et la température :

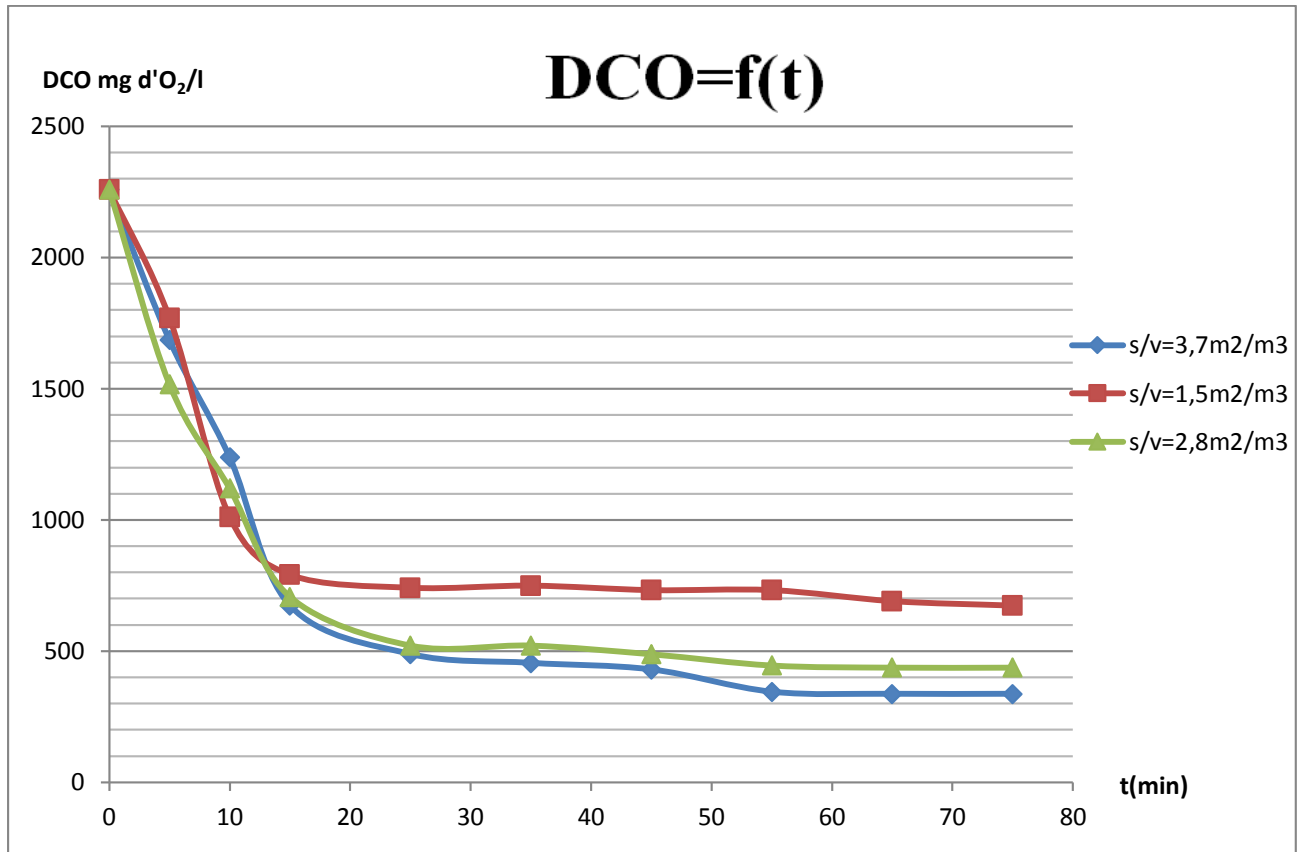
$$J=60A/m^2$$

$$pH_i=7,3$$

$$T=21^\circ C$$

Les valeurs étudiées du paramètre S/v sont 3,7, 2,8, 1,5 m²/m³.

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC dans les différentes conditions donne les résultats représentés sur la figure suivante :



$$J=60A/m^2$$

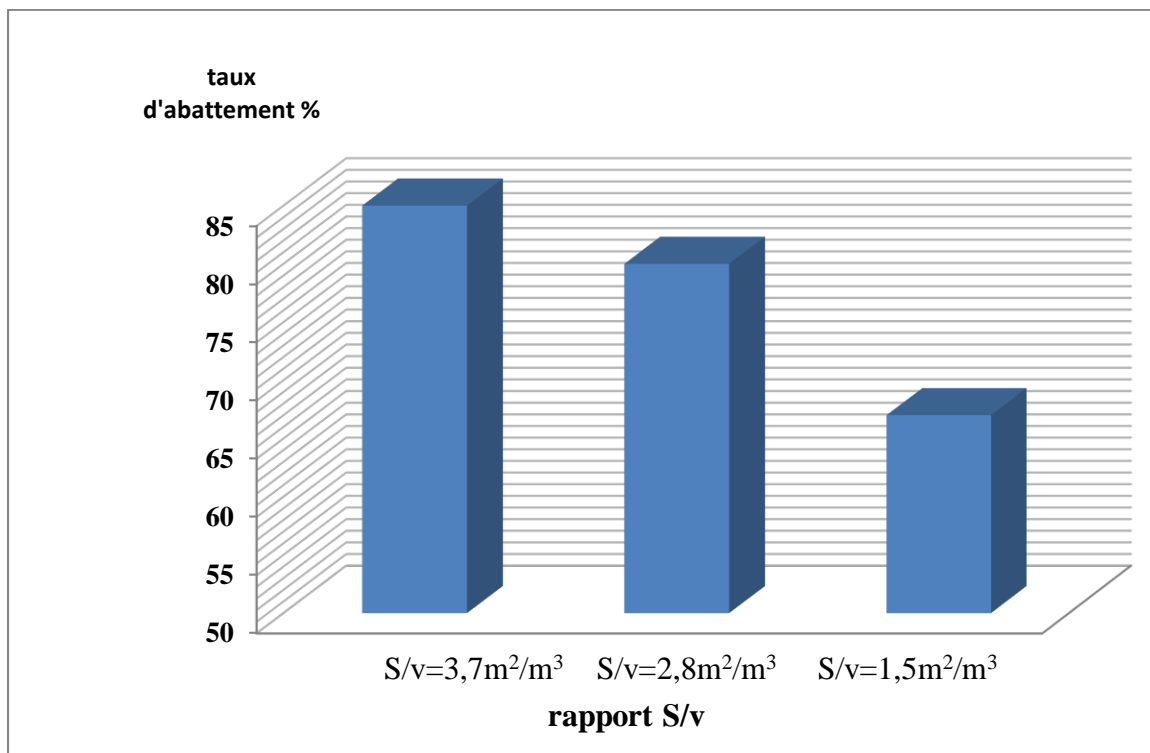
$$pH_i=7,3$$

$$T=21^\circ C$$

Figure 20 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs du rapport S/v

Le rapport S/v est l'un des paramètres les plus importants influençant l'électrocoagulation. Plus le rapport S/v n'est grand, plus le transfert électrochimique entre les molécules organiques et les électrodes est important, améliorant ainsi l'efficacité du traitement. Nos résultats sont similaires à ceux de Tronget DMuruganathan.

La figure suivante représente le taux d'abattement des différents rapports S/v:



$$J=60\text{A}/\text{m}^2$$

$$\text{pH}_i=7,3$$

$$T=21^\circ\text{C}$$

$$t_f=75\text{mn}$$

Figure 21 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction du rapport S/v

On remarque un meilleur taux d'élimination de pollution chimique (qui se rapproche de 85%) pour le plus grand rapport de S/v ($3,7\text{m}^2/\text{m}^3$) car il y'a eu plus de transfert électrochimique et un faible abattement si l'électrode n'est pas totalement immergée (pour un volume réactionnel 400mL).

5.2.4 Effet de la température

L'efficacité du traitement par oxydation électrochimique des eaux contaminées dépend aussi de la température du milieu [Trong].

L'effet de la température sur l'élimination de la pollution chimique a été étudié en faisant varier la température par le biais d'une plaque chauffante et un système de refroidissement tout en maintenant constants les autres paramètres opératoires à savoir, la densité de courant, le pH et le rapport S/v:

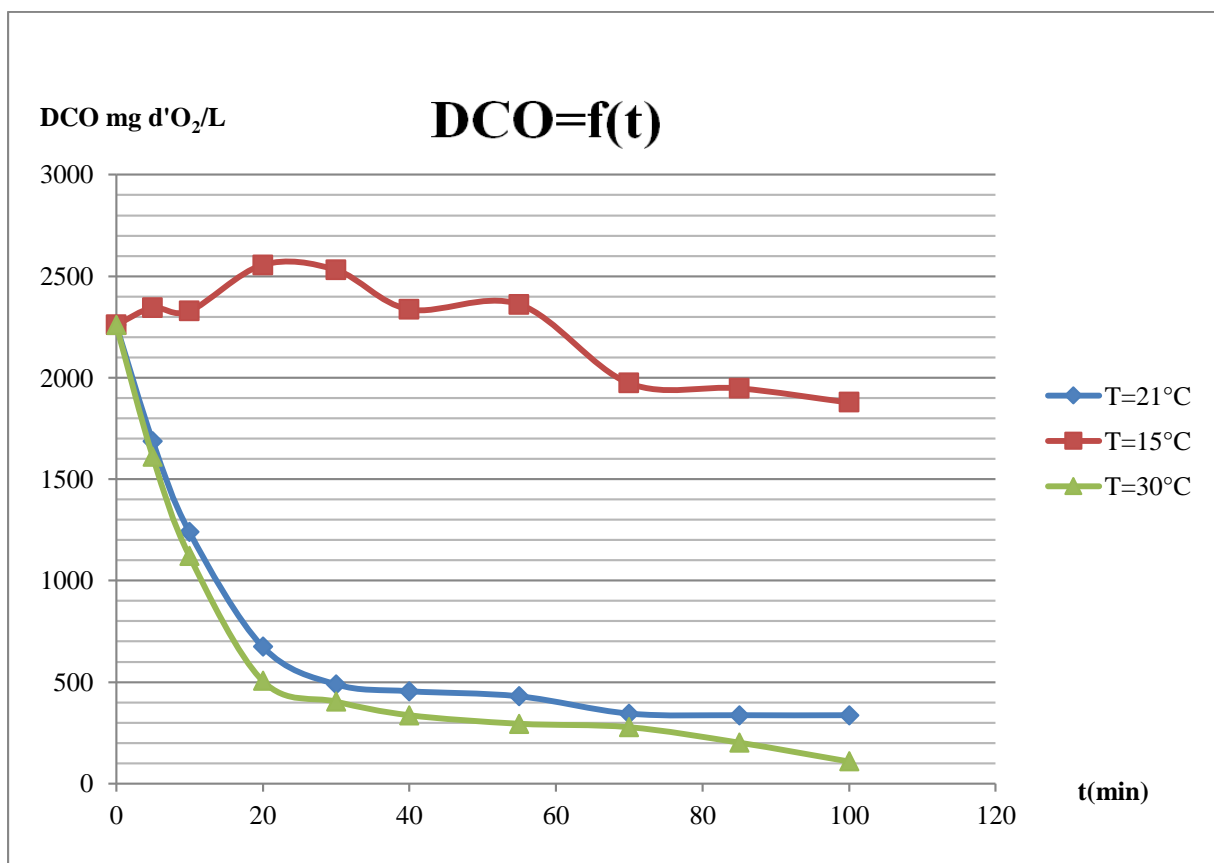
$J=60A/m^2$

$pH_i=7,3$

$S/v=3,7m^2/m^3$

Les valeurs étudiées sont 15, 21 et 30°C.

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC dans les différentes conditions donne les résultats représentés sur la figure suivante :



$J=60A/m^2$

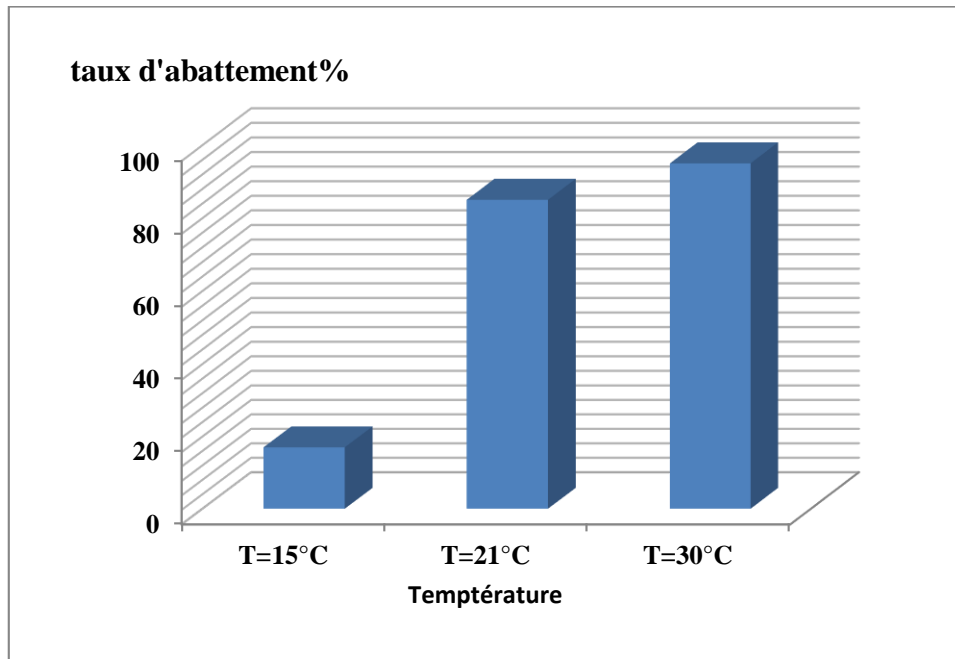
$pH_i=7,3$

$S/v=3,7m^2/m^3$

Figure 22 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de température

On remarque que la vitesse de réaction chimique et/ou électrochimique augmente avec l'accroissement de la température du milieu. Cependant le traitement à des températures élevées (30°C) diminuera la vie des électrodes suivi par une apparition de phénomènes de corrosion (une eau noirâtre), en effet la plupart des anodes en métaux ne peuvent résister aux attaques des oxydants abondamment générés.

La figure suivante représente le taux d'abattement des différentes valeurs de température:



$$J=60A/m^2$$

$$pH_i=7,3$$

$$S/v=3,7m^2/m^3$$

$$t_f=100mn$$

Figure 23 : Rendement d'élimination de la DCO en fonction de la température

A de basses températures le rendement est minime car les particules sont stables et donc pas de formation de coagulants. Pour des raisons économiques on préfère travailler avec une température ambiante (environ 21°C) puisque ça donne presque un même rendement d'élimination de la DCO (environs 90%).

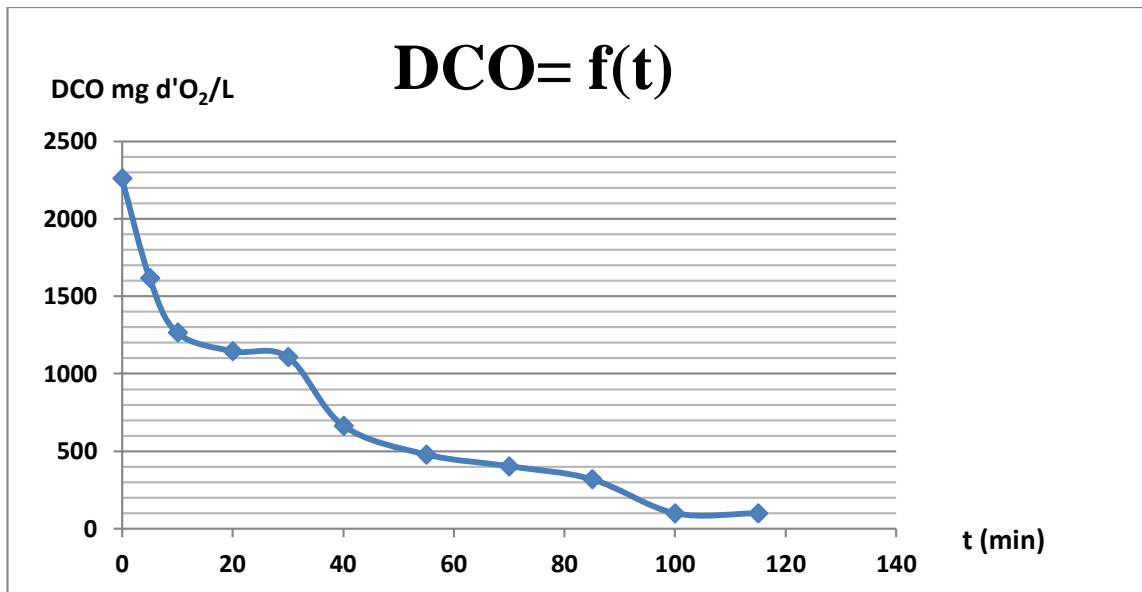
5.3 Optimisation de la méthode de traitement en discontinu

Afin d'optimiser notre méthode de traitement la dernière manipulation a été réalisée en mode discontinu en fixant les paramètres optimaux déterminés lors des expériences précédentes pour l'obtention de la solution la moins chargée en DCO.

Les conditions optimales fixées sont :

- $\text{pH}_i=5$
- Température : 21 °C
- Densité du courant : 60 A/m²
- Rapport S/v : 3,7m²/m³

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC donne les résultats représentés sur la figure suivante :



$\text{pH}_i=5$

Température : 21 °C

Densité du courant : 60 A/m²

Rapport S/v: 3,7m²/m³

Figure 24 : Evolution de la DCO en fonction du temps pour des conditions optimales

On remarque un abattement de DCO rapide dès les premières minutes de traitement. Ce rendement atteint les 50 % au bout de 30 min environ. Au-delà, l'abattement est graduel et atteint une valeur fixe de 100 mg/l de DCO au bout de 100 minutes. Ce qui est conforme aux normes de rejet des eaux usées fixées par la réglementation algérienne (120 mg d'O₂/l). On remarque aussi une formation de boue (MES) à la surface de l'eau, cela nécessite une filtration de l'eau avant rejet dans le milieu récepteur.

Dans ces conditions là, on a pu réduire la DCO de 2260 mg d'O₂/l à 100 mg d'O₂/l avec un taux d'abattement de 95%.

5.4 Caractérisation de l'eau traitée

Sur l'ensemble des échantillons traités, nous avons effectué les analyses physico-chimiques suivantes : pH, demande chimique en oxygène, décoloration, azote ammoniacal, orthophosphates, sodium, calcium, métaux lourds et les analyses microbiologiques. La détermination de l'ensemble de ces paramètres a été effectuée selon les normes mentionnées dans le chapitre matériel et méthodes.

Les effluents liquides du CHU de Tlemcen ont une couleur brune à brune noirâtre, d'aspect trouble. Ces effluents ont une forte charge saline, riches en matières chimiques et en pollution peu biodégradables. Ces eaux sont caractérisées par un pH de 7,3 et une conductivité de l'ordre de 3,35 mS/cm, due surtout aux ions fluorure, potassium, chlorure, calcium et magnésium. La demande chimique en oxygène (DCO) est de l'ordre de 2260mg d'O₂/L. La composition de cette eau dépend de nombreux facteurs, en particulier les modes d'échantillonnage de l'effluent, mais aussi de l'heure de prélèvement. Le mélange de la solution dans la cellule électrolytique est assuré par un agitateur magnétique placé au fond de la cuve et situé entre les deux électrodes. Après traitement, on laisse les solutions décanter puis on filtre le surnageant par le biais de papier filtre suivi par une série d'analyse soit par chromatographie ionique ou par spectroscopie d'absorption atomique ou par la méthode NPP pour la microbiologie de l'eau que ce soit avant ou après traitement.

Les tableaux suivants résumant les résultats d'analyse de l'eau à l'entrée et à la sortie du réacteur

5.4.1 Paramètres physicochimiques

Tableau 14 : Résultats de la caractérisation physicochimique avant et après traitement

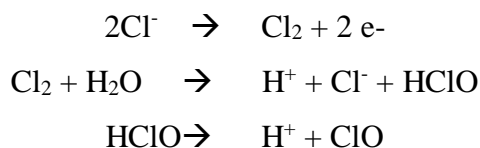
| | Entrée | Sortie |
|--------------|------------------|------------|
| Couleur | Noirâtre | Claire |
| Température | 30°C | 30°C |
| pH | 7,3 ramené à 5,5 | 7,2 |
| conductivité | 3,35 mS/cm | 2,50 mS/cm |
| DCO | 2260 mg/L | 100 mg/L |
| Ammonium | 215,5 mg/L | 225,5 mg/L |
| Nitrites | -- | -- |
| Nitrates | 34,6mg/L | 7,2mg/L |
| Phosphates | -- | -- |
| Sulfates | 35,8 mg/L | 41,6 mg/L |
| Sodium | 741,1 mg/L | 689,6 mg/L |
| Fluorures | 4,1mg/L | 1,6mg/L |
| Chlorures | 976,0 mg/L | 826,2 mg/L |
| potassium | 31,7 mg/L | 28,6 mg/L |
| Magnésium | -- | -- |
| Calcium | 21,2 mg/L | 28,6 mg/L |

- L'évolution de la DCO au cours du temps montre une augmentation du pH. Ceci est dû essentiellement aux ions OH^- produits par électrolyse de l'eau avec dégagement de l'hydrogène sur la cathode, cela a été observé par d'autres chercheurs (CHEN et

al.2000, VIK et al., 1984). Le pH final atteint 7,2, ce qui permet de rejeter l'effluent directement dans les milieux récepteurs naturels sans ajustement du pH.

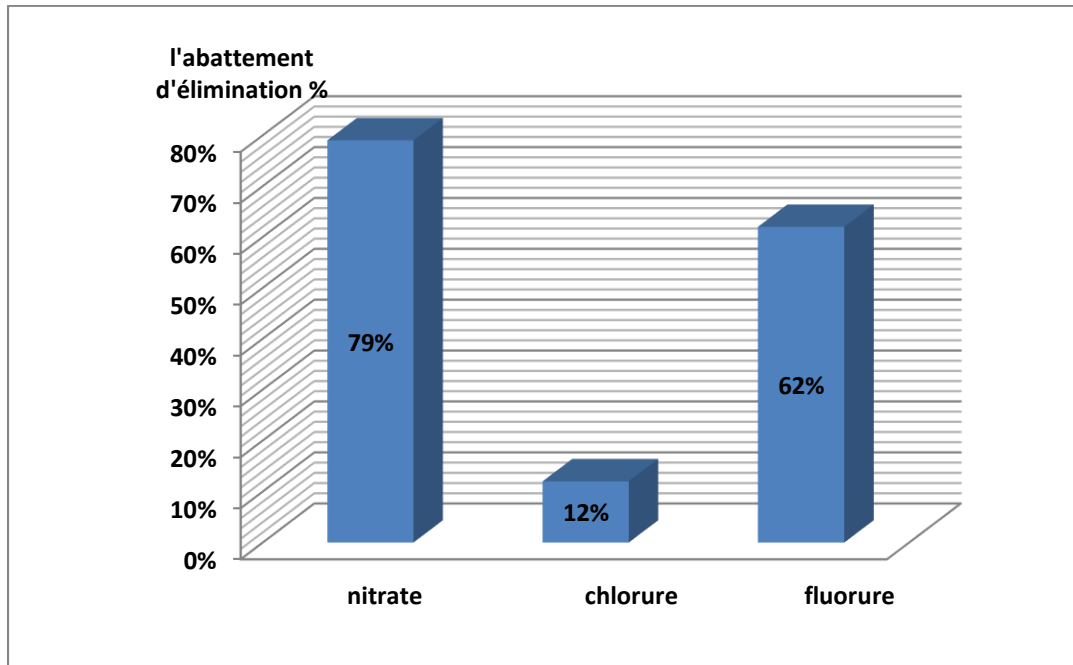
- La teneur en calcium, magnésium, potassium, sodium et sulfate n'a pas eu de changement car l'électrocoagulation est sélective aux ions fluorures et ce qui explique aussi la faible diminution de la conductivité électrique.
- Concernant la couleur, un changement a été observé lors du traitement; l'eau devenait de plus en plus claire suite aux phénomènes de coagulations et floculations.
- Le fluorure: on a observé une diminution des ions fluorures avec un abattement de 62% et ceci est du aux phénomènes d'adsorption de ces derniers sur l'hydroxyde d'aluminium.
- Les chlorures: Les effluents hospitaliers sont généralement riches en ions Cl^- ; le taux d'abattement de ces ions atteint 12%.

Le chlore et ses dérivés ont la propriété d'être hydrolysés en solution pour donner l'acide hypochloreux (HClO), l'ion hypochlorite (ClO^-) et le chlore élémentaire (Cl_2). L'ensemble de ces molécules constituent le chlore actif ; elles sont générées dans les effluents hospitaliers soumis à l'électrocoagulation sous l'effet de l'oxydation des ions chlorures au niveau de l'anode (Debillemont, 1996 ; Ge, 2004 ; Pecastaings, 2010), selon les réactions suivantes :



- Les nitrates:Précédemment, on a montré que le traitement par électrocoagulation est influencé par la densité du courant. D'après le tableau n°14, les nitrates sont éliminés davantage lorsque la tension électrique est grande. À 13 V, l'abattement de NO_3^- peut s'élever à 79,09 %. Ceci pourra limiter l'impact de la pollution azotée sur les milieux récepteurs.

La figure suivante représente le taux d'élimination des nitrates, des fluorures et des chlorures :



$pH_i=5$

Température : 21 °C

Densité du courant : 60 A/m²

Rapport S/v: 3,7m²/m³

$t_f=115mn$

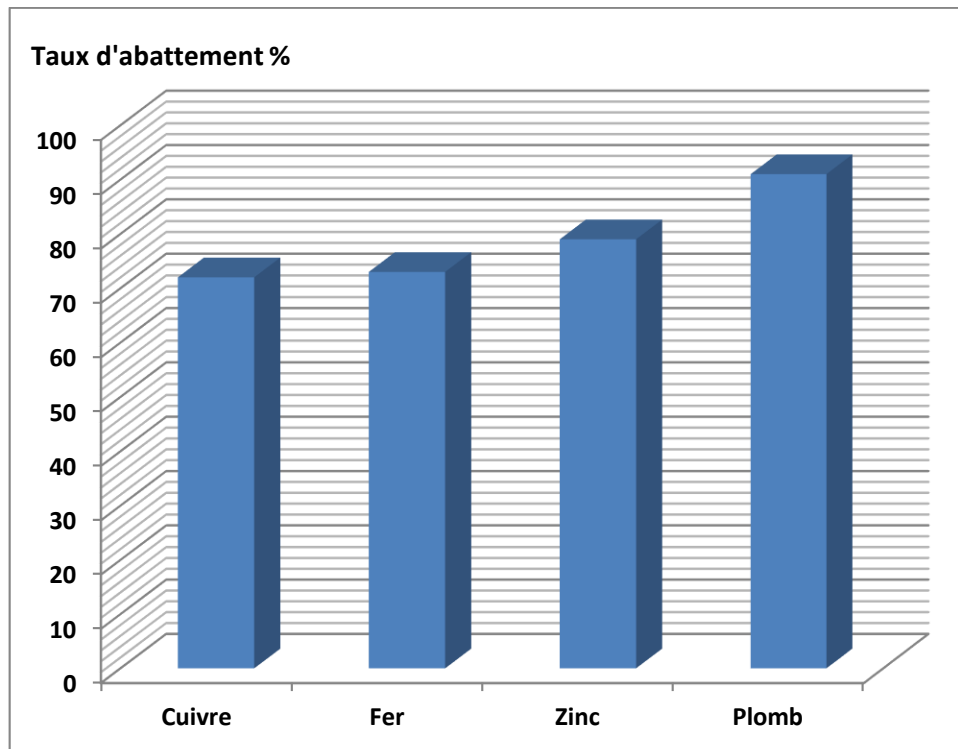
Figure 25: Taux d'élimination des nitrates, des chlorures et des fluorures

5.4.2 Métaux lourds

Tableau 15 : Résultats de la caractérisation des métaux lourds avant et après traitement

| Métal | Entrée | Sortie |
|--------|------------|------------|
| Cuivre | 0,036 mg/L | 0,010 mg/L |
| Fer | 0,815 mg/L | 0,223 mg/L |
| Zinc | 0,201 mg/L | 0,041 mg/L |
| Plomb | 0,072 mg/L | 0,006 mg/L |

La figure suivante représente les taux d'abattement des différents métaux lourds après traitement par EC :



$$pH_i=5$$

Température : 21 °C

Densité du courant : 60 A/m²

Rapport S/v: 3,7m²/m³

t_f=115mn

Figure 26 : Rendement d'élimination des métaux lourds

D'après le tableau et les rendements d'élimination des métaux lourds on remarque que les concentrations résiduelles du cuivre, du fer, du zinc et du plomb sont respectivement de 0,0101 mg/l (72 %), 0,223 mg/l (73 %), 0,041 mg/l (79 %), 0,006 mg/l (91 %).

Ces rendements d'épuration sont dus à la tension électrique appliquée aux bornes des électrodes et par conséquent un transport ionique vers les électrodes résulte. Il est du au champ électrique induit par l'électrocoagulation car les métaux lourds présents à l'état cationique peuvent réagir dans le milieu réactionnel de différentes manières. Ils ont subi soit une réduction, soit une oxydation, soit une adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium.

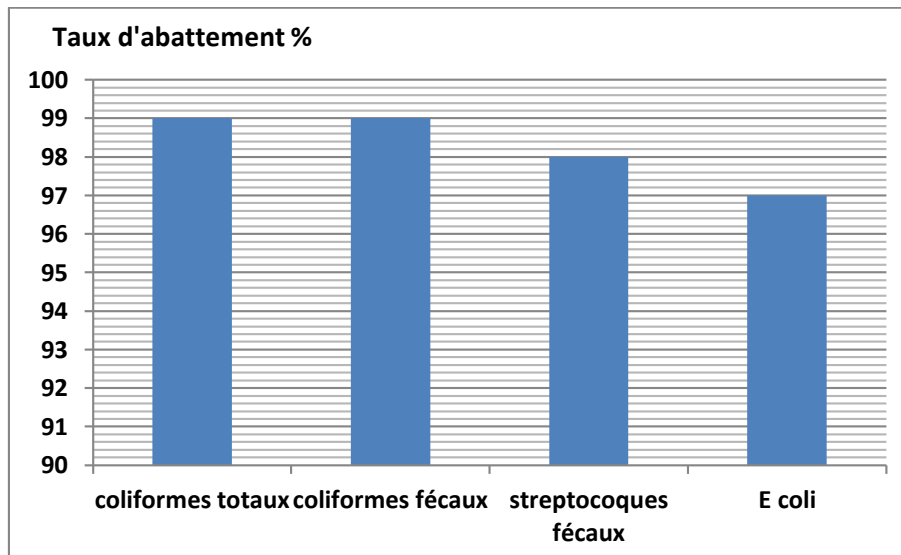
Les résultats trouvés lors de nos essais sur les métaux lourds sont confirmés par d'autres auteurs (HEIDMAN et CALMANO, 2007).

5.4.3 Paramètres microbiologiques

Tableau 16 : Résultats de la caractérisation microbiologique avant et après traitement

| Paramètre | entrée | Sortie |
|------------------------------------|-------------------|-------------------|
| Coliformes totaux (dans 100 ml) | 140×10^4 | $1,5 \times 10^4$ |
| Coliformes Fécaux (dans 100 ml) | 140×10^4 | $1,5 \times 10^4$ |
| Streptocoques Fécaux (dans 100 ml) | 140×10^4 | 2×10^4 |
| E-Coli | 45×10^4 | $1,1 \times 10^4$ |

La figure suivante représente les taux d'abattement des différents types de micro-organismes après traitement par EC :



pH_i=5

Température : 21 °C

Densité du courant : 60 A/m²

Rapport S/v: 3,7m²/m³

tf=115mn

Figure 27: Rendement d'élimination des métaux lourds

Le taux d'abattement des différentes espèces bactériennes étudiées est très important, il atteint 99 % pour les coliformes totaux et fécaux.

Les valeurs élevées des taux d'abattement sont liées au pH maintenu lors du traitement de l'effluent. En effet le pH était acide pendant les premières minutes de l'expérimentation. Ce pH est très favorable à la formation de l'acide hypochloreux, lequel agit efficacement et immédiatement sur les bactéries. L'électrocoagulation, comparée à d'autres méthodes de traitement classique, s'est révélée très efficace. L'élimination très importante des germes par ce procédé peut s'expliquer par plusieurs phénomènes à savoir :

Le champ électrique créé entre les électrodes qui joue un rôle très important ; il aurait un effet bactéricide sur l'ensemble des microorganismes présents dans le milieu. Patermarakis et al. (1990), en utilisant des électrodes en titane, ont confirmé cet effet bactéricide sans aucune formation de dérivés hypochloreux ou d'autres dérivés du chlore.

Certaines recherches, en comparant le procédé d'électrocoagulation avec le procédé physico-chimique réalisé par l'addition de coagulants chimiques tels que le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$) et le chlorure ferrique ($FeCl_3$), ont confirmé l'effet bactéricide du champ électrique sur la flore bactérienne. C'est ainsi que Persin et al. (1989) mentionnent l'importance du champ électrique créé entre les électrodes qui provoque la destruction de certaines souches bactériennes.

D'autres recherches comparatives entre l'électrocoagulation et la coagulation chimique ont réaffirmé l'effet bactéricide important du champ électrique qui a eu pour conséquence une élévation importante du taux d'abattement des bactéries aussi bien que des virus par rapport au traitement à la coagulation chimique (Zhu, 2005).

Le champ magnétique a également un effet bactéricide et il contribue à la destruction de la flore bactérienne (Picard, 2000 ; Mollah, 2001). En outre durant l'électrocoagulation il y'a formation de certains oxydants comme l'eau oxygénée ou les acides hypochloreux obtenus sous l'effet de l'oxydation des chlorures (Debillemont, 1996) présents naturellement dans les effluents hospitaliers. Ces oxydants sont des puissants bactéricides et sont généralement utilisables dans la lutte anti-infectieuse. Contrairement à ClO^- , l'acide hypochloreux ne comporte aucune charge électrique, ce qui lui permet de franchir efficacement la membrane cytoplasmique de la cellule bactérienne et provoquer sa mort en affectant certains processus du métabolisme bactérien. En fait les mécanismes d'action du chlore actif ne sont pas encore très bien élucidés ; la littérature évoque en premier lieu l'augmentation de perméabilité membranaire. Plus récemment, Winter et al. (2008) ont démontré que l'acide hypochloreux provoquait un « dépliage » oxydatif des protéines thermolabiles conduisant à leur agrégation.

L'acide hypochloreux peut également réagir avec les nucléotides ; in vitro, il réagit avec les groupements $-NH$ des hétérocycles ce qui provoquerait l'altération de l'appariement des bases (Prutz, 1998).

5.5 Traitement de l'effluent en mode continu

Afin d'obtenir des résultats plus concrets qui reflètent la réalité et afin d'effectuer une étude technico-économique du procédé nous avons extrapolé notre méthode de traitement en mode continu en fixant les paramètres optimaux déterminés lors du traitement en discontinu pour l'obtention de la solution la moins chargée en DCO (On a utilisé une température ambiante car elle donne presque le même rendement que la température de 30°C).

Les conditions optimales fixées sont :

- $pH_i=5$
- Température : 21 °C
- Densité du courant: 60 A/m²
- Rapport S/v: 3,7m²/m³
- $Q_v=1,37$ ml/S (par projection sur le graphe du mode discontinu, une concentration de DCO de 120 mg d'O₂/L correspond a un temps de réaction $t_N=97$ mn ce qui signifie un débit d'alimentation : $Q_v=v/t_N=(0,8 \times 10^3)/(97 \times 60)=0,137$ mL/S)

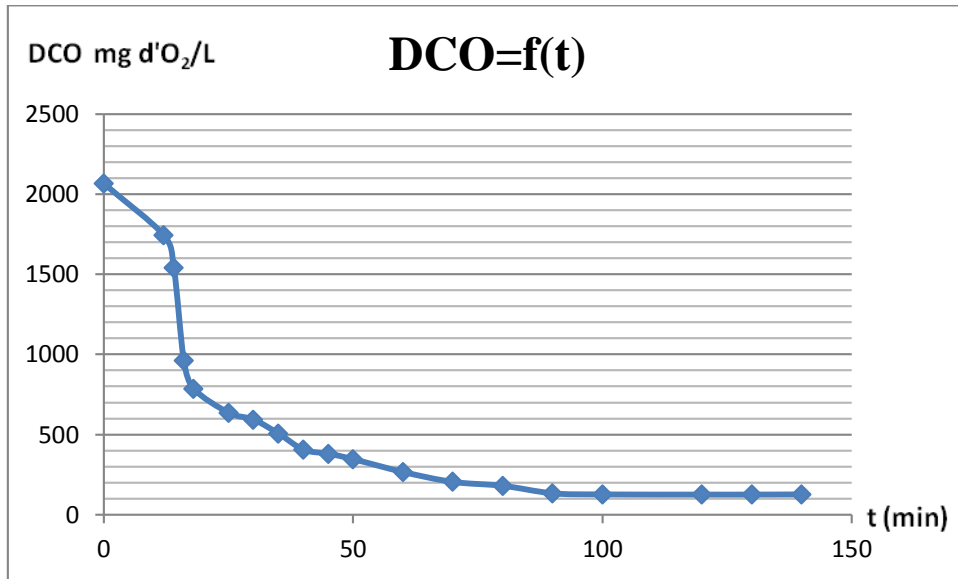


Figure 28 : Dispositif d'électrocoagulation en mode continu



Figure 29 : Formation de floccs au cours du traitement

L'analyse spectrophotométrique des filtrats des échantillons prélevés au cours du procédé de traitement par EC donne les résultats représentés sur la figure suivante :



$$pH_i=5$$

Température : 21 °C

Densité du courant: 60 A/m²

Rapport S/v: 3,7m²/m³

Q_v=0,137 ml/S

Figure 30 : Evolution de la DCO en fonction du temps en mode continu

On remarque une cinétique de DCO lente dans les 15 premières minutes de traitement ceci s'explique par la mauvaise homogénéisation qui induit la création de volumes morts. Au-delà, le rendement est graduel et atteint une valeur fixe de 125 mg/l de DCO au bout de 130 minutes. Ce qui est presque conforme aux normes de rejet des eaux usées fixées par la réglementation algérienne (120 mg d'O₂/l). On remarque aussi une formation de boue (MES) à la surface de l'eau, cela nécessite une filtration de l'eau avant rejet dans le milieu récepteur.

Dans ces conditions là, on a pu réduire la DCO de 2066 mg d'O₂/l à 126 mg d'O₂/l avec un rendement de 94%.

On peut conclure que les deux modes de traitement (continu et discontinu) ont presque le même rendement sauf que la concentration résiduelle du traitement en continu (125 mg/l) est plus élevée que la concentration résiduelle du traitement en discontinu (100 mg/l).

5.6 Conclusion

L'électrocoagulation est une technique de traitement très efficace pour la purification des effluents hospitaliers. Les taux d'abattement atteints sont très élevés: 95% pour la DCO (cas du batch), elle a aussi un effet sur les fluorures avec un taux d'élimination de 62% et un abattement notable pour les nitrates 79%.

Notre caractérisation nous a permis de choisir un mode de traitement qui convient aussi à l'élimination des métaux lourds avec un abattement de 91% pour le cas du plomb et l'élimination des germes pathogènes est presque totale.

CONCLUSION GENERALE :

Dans le présent travail, nous avons évalué les nuisances et le degré de pollution engendrés par les effluents hospitaliers de l'hôpital de Tlemcen, sur les plans physico-chimiques et bactériologiques.

D'après les résultats de la campagne d'échantillonnage que nous avons mené et en comparaison avec la Réglementation Algérienne concernant les rejets industriels, nous avons observé que quelques paramètres dépassaient les normes. A titre d'exemple, nous avons noté que la DBO₅, la DCO, les métaux lourds, les fluorures et les germes pathogènes dépassaient les valeurs limites.

Les diverses informations collectées se sont donc avérées aussi alarmantes que ce qu'on avait pensé à priori. En effet, le nombre important de matières potentiellement toxiques et dangereuses qui sont rejetées ne pouvait qu'augmenter la charge polluante des effluents étudiés.

Pour diminuer la concentration de cette pollution (DCO, DBO₅), nous avons opté pour le traitement par électrocoagulation car l'effluent n'est pas biodégradable ($DCO/DBO_5 > 5$). Ce traitement consiste à épurer les eaux usées de leurs contenus en métaux lourds, en hydrocarbures, en composés organiques et en matières en suspensions.

L'électrocoagulation nous a permis de suivre l'évolution de la DCO et d'obtenir les taux d'élimination des paramètres de pollution physicochimique et microbiologique.

Pour vérifier la performance de cette technique, nous avons fait une série de manipulations afin d'optimiser les paramètres essentiels de notre traitement. Nous avons alors abouti aux conditions opératoires suivantes :

- $pH_i=5$
- Température: 21 °C
- Densité du courant: 60 A/m²
- Rapport S/v: 3,7 m²/m³

Nous avons obtenu un rendement d'élimination de la DCO de l'ordre de 95 % en mode discontinu et continu. On remarque aussi une forte diminution des paramètres de pollution (les fluorures 62 %, les nitrates 79 %, le plomb 91 %, les coliformes totaux et fécaux 99 %). Ces

résultats sont à notre avis satisfaisants, étant donné qu'ils nous permettent d'obtenir un effluent dont les principaux paramètres répondent aux normes algériennes et qui peut être rejeté directement dans le milieu récepteur.

Au terme de cette étude, il s'est avéré que les effluents hospitaliers sont très chargés en polluants. Nous espérons donc à la lumière des résultats fournis par cette étude avoir suscité une véritable prise de conscience des autorités compétentes sur le renforcement et l'amélioration destinée au traitement des effluents liquides hospitaliers comme dans les pays développés, vu que l'impact de ces effluents sur la santé humaine et environnementale est néfaste et peut s'étendre à la propagation des maladies émergentes.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

Adhoum, N., Monser, L. (2004). Decolorization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chem. Eng. Process.*

Aghbari, L., Bakhtaoui, N. (2010). Diagnostic, mise à niveau et réutilisation des eaux usées de la station d'épuration de la Base de vie 24-02 HASSI MESSAOUD.

Ameziane, N., Khenoussi, A., Benaabidate, L. (2013). EFFET DE L'ÉPURATION PAR

Ayranci, E., & Conway, B. E. (2001). Adsorption and electrosorption at high-area carbon-felt electrodes for waste-water purification: Systems evaluation with inorganic, S-containing anions. *Journal of Applied Electrochemistry*, 31(3), 257-266.

BEDJIL, E. (2016). Contribution à la valorisation des noyaux de dattes et des grignons d'olives comme charbon actif dans l'adsorption des métaux lourds : Essais sur les eaux issues des rejets industriels. *Université de Blida*

Bensefa-Colas, L., Andujar, P., & Descatha, A. (2011). Mercury poisoning. *Revue de Medecine Interne*, 32(7), 416-24.

Berrada, S., Squalli, F. Z., Squalli, H. T., Hannin, M., El Oualti, A., & Lalami, A. E. O. (2014). Recyclage des effluents du service d'hémodialyse de l'hôpital Al Ghassani de la ville de Fès: caractérisation avant et après traitement (Effluent recycling of hemodialysis service of Al Ghassani hospital of Fez: characterization before and after treatment). *J. Mater. Environ. Sci*, 5, 2265-2277.

Besse, J. P., & Garric, J. (2007). Médicaments à usage humain: risque d'exposition et effets sur les milieux récepteurs. *Proposition d'une liste de médicaments à usage humain à surveiller dans les eaux de surface continentales. Agence de l'Eau RMC, Lyon.*

Branchereau, V., Fauchon, N., & Thibert, S. (2006). Perturbateurs endocriniens et résidus médicamenteux dans les rivières d'Ile-de-France. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (12), 69-79.

Breton, J. M. (Ed.). (2001). *L'écotourisme: un nouveau défi pour la Caraïbe?* (Vol. 1). KARTHALA Editions.

C. Dremont, R. Hadjali, Projet DESS "TBH", UTC, 1997, « La Gestion des Effluents Liquides en Milieu Hospitalier », <<http://crdp.ac-bordeaux.fr/biologie-technique/biotechnologies/Tle/T1C3.pdf>>.

Chardon, B. Déchets hospitaliers et risqué pour la santé, *Centre pour l'environnement, le développement durable et l'éducation à la santé (CEDDES).*

CHEN, X., G, CHE et P, L, YUE. (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separ. Purif. Technol.*, 19, 65-76.

Commission de protection des eaux, du patrimoine, de l'environnement, du sous-sol et des chiroptères, 2014, « Les différents paramètres physiques et chimiques des eaux et commentaires », <<http://www.cpepesc.org/Les-principaux-parametres.html>>.

Darcy, C., Lescure, I., Payot, V., & Rouland, G. (2002). Effluents des établissements hospitaliers: teneur en microorganismes pathogènes: risques sanitaires, procédures particulières d'épuration et de gestion des boues. *Office International de l'eau, Limoges*.

Djemaci, B. (2012). *La gestion des déchets municipaux en Algérie: Analyse prospective et éléments d'efficacité* (Doctoral dissertation, Université Hassan II, Casablanca).

Dremont, C., & Hadjali, J. (1997). La gestion des effluents liquides en Milieu Hospitalier. *Projet DESS "TBH", UTC, 30*.

ÉLECTROCOAGULATION SUR LA POLLUTION DES EFFLUENTS DE L'HÔPITAL MOHAMED V DE MEKNÈS. *European Scientific Journal*.

Emmanuel, E. (2004). *Évaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers* (Doctoral dissertation, Thèse, 2003, École Doctorale de Chimie de Lyon, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France).

Emmanuel, E., Perrodin, Y., Blanchard, J. M., Keck, G., & Vermande, P. (2004). APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES DES EFFLUENTS HOSPITALIERS VIS-À-VIS DE LA STEP LOCALE ET DE L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE RÉCEPTEUR. *Déchets-Sciences et Techniques-La Revue Francophone d'Ecologie Industrielle*, 35, 18-27.

Evens, E., Blanchard, J. M., Keck, G., & Perrodin, Y. (2001). Caractérisation chimique, biologique et écotoxicologique des effluents hospitaliers. *Dechets sciences et techniques*, 22, 31-33.

Fares, W. (2007). Contribution à la caractérisation et au traitement des effluents du complexe hospitalier de Ain Nâadja.

Futura planète, « Traiter les eaux usées avec le procédé à boue activée », <<http://www.futura-sciences.com/planete/questions-reponses/eau-traiter-eaux-usees-procede-boue-activee-4153/>>.

Habib, S. (2011). Gestion des déchets hospitaliers : le risque infectieux toujours omniprésent.

Hafiane, M., Khelfaoui, A. Le traitement des déchets hospitaliers et son impact sur l'environnement.

Hanafi, F., Sadif, N., Assobhei, O., &Mountadar, M. (2009). Traitement des margines par électrocoagulation avec des électrodes plates en aluminium. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 22(4), 473-485.

Heidmann, I., &Calmano, W. (2008). Removal of Zn (II), Cu (II), Ni (II), Ag (I) and Cr (VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *Journal of HazardousMaterials*, 152(3), 934-941.

Jean-michel, B. (2017). Gestion des déchets.

LENNTECH, « Adsorption / Charbon actif », < <http://www.lenntech.fr/bibliotheque/adsorption/adsorption.htm#ixzz4daTcFgC3> >.

Lounici, D., KAHLERRAS, Z. (2013). Traitement des effluents textiles et de l'eau de mer par Electrocoagulation.

Mauduit, C., Florin, A., Amara, S., Bozec, A., Siddeek, B., Cunha, S., ... & Bailly, M. (2006). Effets à long terme des perturbateurs endocriniens environnementaux sur la fertilité masculine. *Gynécologie obstétrique & fertilité*, 34(10), 978-984.

Montiel, A. (2006). Les résidus de médicaments et le traitement des effluents d'hôpitaux. *Environnement, Risques & Santé*, 5(4), 296-300.

Murugananthan, M., Raju, G. B., Prabhakar, S. (2004). Separation of pollutants from tannery effluents by electroflotation. *Separ. Purif. Technol.*, 40, 69-75.

NTIRENGANYA, J. (2010). CONNAISSANCES, ATTITUDES ET PRATIQUES DES PROFESSIONNELS DE SANTE SUR LA GESTION DES DECHETS HOSPITALIERS, *Université Saint Joseph*.

SALGHI, R. (1999). Différentes filières de traitement des eaux. Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir, 112p.

Sans éd, « Détermination des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds », <<http://dspace.univ-tlemcen.dz/bitstream/112/995/8/CHAPITRE04.pdf>>.

Sans éd, « GESTION DES DECHETS », < CUSSTR/ gestion_déchets/080205>

Sans éd. (2008). Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, *centre d'expertise en analyse environnementale*.

Suess, M. J., &Huisman, J. W. (1984). La gestion des déchets dangereux: principes directeurs et code de bonne pratique. In *La gestion des déchets dangereux: principes directeurs et code de bonne pratique*.

Technobio, 2014, « Méthode de dénombrement des micro-organismes en milieu liquide (Méthode dite du nombre le plus probable) », <<http://www.technobio.fr/2014/11/methode-de-denombrement-des-micro-organismes-en-milieu-liquide-methode-dite-du-nombre-le-plus-probable.html>>.

THEBAULT, L. (1991/92). La pollution de l'eau par les médicaments. *Mémoire E.N.S.P.*
Trong, M, D., (1999). Mise au point du fonctionnement d'un réacteur pilote à anode en

ANNEXES

ANNEXES

➤ **Mode opératoire pour la détermination du pH**

1. Allumer l'appareil en tournant le bouton inférieur et le mettre sur le mode « pH ».
2. Rincer l'électrode du pH-mètre avec l'eau distillée ; puis la mettre dans l'échantillon à analyser.
3. Mesurer la température de l'échantillon avec un thermomètre ; puis ajuster la température en tournant le bouton supérieur.
4. Attendre jusqu'à ce que la valeur soit stable puis lire la valeur du pH.

➤ **Mode opératoire pour la détermination de la conductivité**

1. Allumer l'appareil en tournant le bouton inférieur et le mettre sur le mode « $\mu\text{s}/\text{cm}$ ».
2. Rincer l'électrode du conductimètre avec l'eau distillée ; puis la mettre dans l'échantillon à analyser.
3. Mesurer la température de l'échantillon avec un thermomètre ; puis ajuster la température en tournant le bouton supérieur.
4. Attendre jusqu'à ce que la valeur soit stable puis lire la valeur de la conductivité.

➤ **Mode opératoire pour la détermination de l'oxygène dissous (O₂)**

1. Allumer l'appareil en tournant le bouton inférieur et le mettre sur le mode « O₂ ».

2. Tourner le bouton supérieur pour ajuster la saturation de l'air en O_2 .
3. Rincer l'électrode de l'oxymètre avec l'eau distillée ; puis la mettre dans l'échantillon à analyser.
4. Mesurer la température de l'échantillon avec un thermomètre ; puis ajuster la température en tournant le bouton supérieur.
5. Lire la valeur d' O_2 dissous après 30s à 1mn.

➤ **Mode opératoire pour la détermination des MES**

1. Laisser les échantillons s'équilibrer à température ambiante.
2. Laisser le filtre s'équilibrer à température ambiante à proximité de la balance, en utilisant le dessiccateur et le peser.
3. Placer le filtre dans l'entonnoir du dispositif de filtration et connecter à un dispositif d'aspiration sous vide.
4. Agiter vigoureusement le flacon et transférer immédiatement et d'un seul trait un volume convenable d'échantillon dans une éprouvette graduée.
5. Filtrer l'échantillon, puis rincer l'éprouvette graduée avec environ 20 ml d'eau distillée,
6. Placer le filtre sur un support de séchage déshumidifier et le sécher dans l'étuve à $105^{\circ}C \pm 2$ de 1h à 14h.
7. Retirer le filtre et laisser s'équilibrer à température ambiante à proximité de la balance, en utilisant le dessiccateur et le peser comme précédemment.

➤ **Mode opératoire pour la détermination de la DBO**

- La détermination de la DCO est primordiale pour connaître les volumes à analyser pour la DBO_5

$DBO_5 \text{mg/l} = \text{DCO mg/l} \times 80\%$ pour les eaux urbain

$DBO_5 \text{mg/l} = \text{DCO mg/l} \times 50\%$ pour les eaux industrielles

- La prise d'essai dépend de la plage de mesure.

| Volume (ml) | Concentration (mg/l) | Facteur |
|-------------|----------------------|---------|
| 432 | 0-40 | 1 |
| 365 | 0-80 | 2 |
| 250 | 0-200 | 5 |
| 164 | 0-400 | 10 |
| 97 | 0-800 | 20 |
| 43,5 | 0-2000 | 50 |
| 22,7 | 0-4000 | 100 |

1. Introduire la quantité d'eau à analyser suivant le tableau en fonction de la DCO
2. Mettre l'échantillon dans le flacon bien propre
3. Mettre dans le flacon un barreau magnétique
4. Mettre dans la cupule en cawétchau deux pastilles de Na OH
5. Fermer le flacon avec des OXITOPS
6. Mettre le flacon dans l'enceinte et laisser agiter pendant 5 jours.

➤ **Mode opératoire pour la détermination de la DCO**

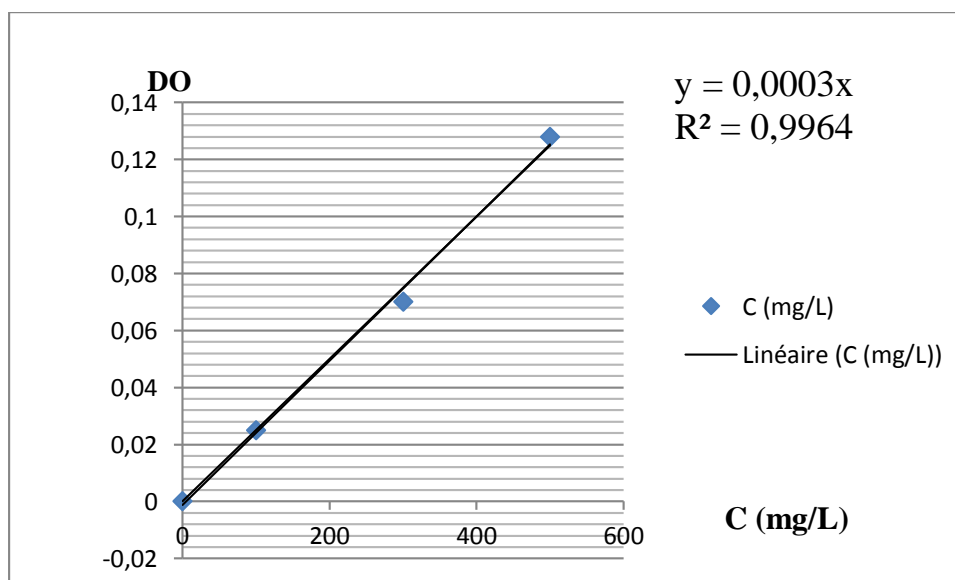
Le réactif de digestion est préparé de la manière suivante :

1. Dissoudre 10.216g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement chauffé à $103^\circ C$ pendant 2h, dans 500ml d'eau distillée.
2. Ajouter 167ml de H_2SO_4 concentré + 33.3ml $HgSO_4$, dissoudre à température ambiante et diluer à 1000ml avec l'eau distillée.

On a aussi besoin d'un réactif d'acide sulfurique, composé de Ag_2SO_4 mélangé à H_2SO_4 concentré avec un taux de 5.5g de Ag_2SO_4 /kg H_2SO_4 .

Pour effectuer la mesure de la DCO on a suivi la procédure suivante :

1. Prendre 1.5 ml réactif de digestion + 3.5 ml réactif d'acide sulfurique dans des tubes spécifiques, après mélange les tubes doivent être immédiatement bien fermés afin d'éviter toute évaporation suite à un fort échauffement dû à une réaction exothermique.
2. Bien mélanger les tubes au vortex, et les laisser refroidir.
3. Mettre le bloc chauffant en marche pendant au moins 30mn. A 148°C, jusqu'à ce que le voyant de chauffe s'allume.
4. Ajouter 2.5 ml de l'échantillon à analyser pour le tube déjà préparé, fermer le tube et agiter.
5. Positionner les tubes dans le bloc chauffant préalablement chauffé, régler le minuteur sur 120mn.
6. Après minéralisation des tubes échantillons, le bloc s'arrête automatiquement de chauffer.
7. Sortir les tubes, les laisser refroidir, les agiter.
8. Effectuer la lecture sur le photomètre à 600nm.
9. La DCO de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage suivante :



➤ Mode opératoire pour la détermination de la turbidité (0 à 450 FTU) : Méthode par absorption

1. Presser **750 READ/ENTER**. L'affichage indique : **REGLER** nm à 450.
2. Tourner le bouton de réglage de la longueur d'onde jusqu'à ce que l'affichage indique : 450nm.

3. Presser : **READ/ENTER**.L'affichage indique : **FTU TURBIDITE**.
4. Remplir un flacon colorimétrique (cuvette de mesure) avec 25ml d'eau distillée.
5. Placer le blanc dans le puits de mesure. Fermer le capot.
6. Presser **ZERO**.L'affichage indique :**ATTENDRE** puis**0 FTU TURBIDITE**.
7. Verser 25ml d'échantillon dans une autre cuvette .Placer cet échantillon préparé dans le puits de mesure. fermer le capot.
8. Presser : **READ/ENTER**.L'affichage indique : **ATTENDRE** ; puis le résultat en unités formazine de turbidité(FTU)s'affiche.

➤ **Mode opératoire pour la Spectroscopie d'absorption atomique**

Avant de procéder à la SAA on doit préparer l'échantillon selon le mode opératoire suivant :

1. verser :
 - 100 mL de l'échantillon dans un bécher
 - 100 mL de l'eau dionisée dans un bécher (le blanc)
2. ajouter :
 - 400µml de l'acide chlorhydrique N=37%
 - 1mL de l'acide nitrique N=69%
 - 1mL de l'eau oxygénée N= 30%
3. mettre dans un bain de sable (T=48°C) le blanc et l'échantillon préparé
4. laisser les s'évaporer environs 1h et demi (à $t_f v=5\text{mL}$)
5. filtrer l'eau à l'aide du papier filtre dans des fioles de 100 ml
6. rajouter 1 mL de l'acide nitrique et chlorhydrique
7. rajouter de l'eau distillée jusqu'au trait de Jauge

L'échantillon est prêt à être analysé.

➤ **Mode opératoire pour la Chromatographie ionique**

Avant de procéder à la CI il faut d'abord mesurer la conductivité de l'échantillon afin de le diluer. La préparation de l'échantillon se fait selon le mode opératoire suivant :

1. Homogénéiser l'échantillon
2. Prélever à l'aide d'une seringue 1mL de l'échantillon
3. Faire passer le prélèvement dans un micro-disque 0.45µm
4. Injecter le dans une ampoule étiquetée

L'échantillon est prêt à être analysé par CI

➤ **Mode opératoire pour la méthode des NPP**

1. Réalisation de la dilution de facteur 10

- Homogénéiser la suspension microbienne à prélever (agitation par mouvements circulaires pendant 10 secondes environ ou à l'aide d'un vortex).
- Ouvrir et flamber l'ouverture du tube.
- Prélever 1mL de suspension à l'aide de la pipette plastique stérile (ne pas introduire la pipette dans la suspension de plus de 1cm).
- Flamber et refermer le tube.
- Ouvrir le tube de 9 mL de diluant, flamber l'ouverture y introduire le volume prélevé (éviter tout contact entre la pipette contenant l'inoculum et le diluant stérile).
- Flamber et refermer le tube.
- Jeter la pipette souillée dans le bac à eau de javel.

La dilution suivante s'effectue comme la dilution décrite ci-dessus mais en partant du tube de la dilution précédente.

2. Observation des résultats

La seule manière de savoir si un micro-organisme est présent ou non dans l'inoculum par les techniques en milieu liquide sera de le mettre en évidence par un de ses caractères: trouble et production de gaz en BLBVB (bouillon lactose bilié au vert brillant).

- Si l'un de ses caractères apparait, le résultat sera positif.

- L'absence de l'un de ses caractères, le résultat sera négatif.

3. Interprétation statistique: méthode du NPP (table de Mac Grady)

- Dans la ligne "chiffre égal à la somme des tubes positifs", choisir le nombre à 3 chiffres le plus grand possible et inférieur à 330 (meilleure répartition dans les dilutions).
- En déduire la concentration en micro-organismes par mL de produit pur N.

NPP= nombre le plus probable obtenu par lecture de la table de Mac Grady

V inoculum= 1 mL

Fd= facteur de la dilution correspondant au chiffre des centaines du nombre caractéristique

$$N = \text{NPP} / \text{V inoculum} * \text{Fd}$$

➤ Mode opératoire pour la méthode de filtration sur membrane

1. Préparation de l'appareil

- Flamber la base et le support filtre. Une fois le support filtre refroidi, poser stérilement la membrane stérile
- Flamber le godet. Une fois refroidi, le poser sur la base sans léser la membrane.

2. Filtration

- Rincer la membrane avec un peu d'eau stérile
- Verser doucement le liquide (volume choisi) jusqu'à la graduation adéquate (pour les faibles volumes, commencer par placer un peu de tampon ou d'eau stérile) afin d'obtenir une répartition plus homogène
- Faire le vide sans brutalité pour ne pas briser la membrane
- Rincer avec le tampon ou l'eau stérile l'ensemble de l'appareil, en particulier les bords internes du godet
- Sécher la membrane en effectuant plusieurs petits vides
- Débrancher le tuyau à vide.

3. Mise en culture

- Retirer la membrane. La poser sur le milieu choisi, sans faire de bulles et sans la retourner (la nutrition des bactéries se fait au travers).
- Le milieu doit avoir une épaisseur minimale de 5 mm et doit être sec.
- Incuber à la température choisie.
- Pour une autre manipulation, flamber l'ensemble godet-base : il est prêt à resservir.