

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique  
Ecole Nationale Polytechnique Département du génie de l'environnement



Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme  
d'ingénieur d'Etat en génie de l'environnement

Thème :

CONTRIBUTION À LA CARACTÉRISATION ET AU TRAITEMENT  
DES EFFLUENTS DU COMPLEXE HÔPITALIER DE AIN NÂADJA

Réalisé par :

*FARES Walid*

Proposé et dirigé par :

*N.ABDI*

*N.CHERIF BAYA*

Année Universitaire 2006/2007

# *Dédicaces*

*A la mémoire de ma mère qui a tant souffert pour me donner le jour et qui m'a soutenu dans tout ce que j'ai entrepris ;*

*A mon père qui par sa totale confiance, m'a toujours poussé à donner le meilleur de moi ;*

*A ma douce grand mère qui a toujours été plus qu'une grand mère pour moi ;*

*A ma fiancée qui a toujours été à mes côtés ;*

*A ma soeur et à mes frères et qui sont le prolongement de ma personnalité ;*

*A ma belle mère qui par ces petits soins a su gagner mon coeur ;*

*A Yahia, Djamel, Raouf, Mounir, Omar, Amine, Moncef, Youyou, Sid ali-Hichem ;*

*A mes amis et mes cousins, qui par leur affection exemplaire et leurs conseils ont aplani devant moi les difficultés de la vie et des études ;*

*A tous ceux qui, mus par l'humanisme et l'amour du savoir, ont consacré leur vie à éloigner le spectre terrible de l'ignorance, pour faciliter la vie de l'homme, guérir ses maux, ou du moins les soulager ;*

*Je dédie humblement mon travail.*

# *Remerciements*

Mes remerciements les plus sincères ;

A monsieur le Docteur LOUNICI Hakim, pour le soutien qu'il m'a apporté pour la réalisation de ce modeste travail ainsi que pour ses conseils précieux.

A mes deux promotrices Mme ABDI, et Mme CHERIF BAYA, pour la totale confiance qu'elles m'ont accordée.

Aux membres du jury, qui ont accepté de participer à la valorisation de ce travail.

Aux chercheurs du laboratoire de recherche de biotechnologie de l'ENP, et de l'HURBAL, et de l'hôpital de Ain Nâdja pour leur accueil familial, et leur soutien précieux.

A toutes les personnes qui malgré tout, ont su m'apprécier à ma juste valeur : Au Professeur MAMERI du laboratoire des biotechnologie, A monsieur DJEGHLLAL, chef de Département de métallurgie, A monsieur BEN ZIADA, chef de département de l'hydraulique, et enfin à monsieur IBTIOUEN, Directeur des études de l'école nationale polytechnique.

Merci à tous.

# Table des matières

<b>Introduction Générale</b>	<b>1</b>
<b>1 Généralités sur les effluents hospitaliers</b>	<b>3</b>
1.1 Problématique des effluents hospitaliers . . . . .	3
1.2 Classification des hôpitaux . . . . .	4
1.3 Typologie des effluents hospitaliers . . . . .	5
1.3.1 Les rejets de nature domestique . . . . .	6
1.3.2 Les rejets de nature spécifique à l'hôpital . . . . .	6
1.4 Les risques liés aux effluents hospitaliers . . . . .	11
1.4.1 Le risque infectieux . . . . .	11
1.4.2 Le risque chimique . . . . .	12
1.4.3 Le risque radioactif . . . . .	14
1.5 Conclusion . . . . .	15
<b>2 Caractérisation des effluents hospitaliers</b>	<b>17</b>
2.1 Caractérisation microbiologique des effluents hospitaliers . . . . .	17
2.1.1 Généralités . . . . .	17
2.1.2 Les coliformes fécaux . . . . .	17
2.1.3 Bactéries coliformes thermo-tolérantes . . . . .	18
2.1.4 Streptocoques fécaux . . . . .	18
2.1.5 Clostridia sulfito-réductrices . . . . .	19
2.1.6 Les techniques de mesure . . . . .	19
2.1.7 Bactériologie des effluents hospitaliers . . . . .	20
2.1.8 Virologie des effluents hospitaliers . . . . .	21
2.2 Caractérisation physico-chimique des rejets hospitaliers . . . . .	21
2.2.1 Généralités . . . . .	21
2.2.2 Paramètres de pollution physico-chimiques . . . . .	22
2.2.3 Principaux résultats disponibles sur la caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers . . . . .	25
2.3 Caractérisation radioactive des effluents hospitaliers . . . . .	27
2.3.1 Estimation de la radioactivité . . . . .	27
2.3.2 Les principaux radioisotopes utilisés en médecine nucléaire . . . . .	27
2.4 Aspects réglementaires et normatifs . . . . .	28
2.5 Conclusion . . . . .	28

<b>3</b>	<b>Echantillonnage, Analyses, et discussions</b>	<b>30</b>
3.1	L'échantillonnage . . . . .	30
3.1.1	Le point d'échantillonnage . . . . .	31
3.1.2	Les matériaux de flaconnage . . . . .	31
3.1.3	Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau . . . . .	31
3.1.4	Conditions générales de prélèvement et fréquence d'échantillonnage	32
3.1.5	Transport et Conservation des échantillons . . . . .	33
3.2	Phase expérimentale . . . . .	35
3.2.1	Caractérisation microbiologique des effluents hospitaliers . . . . .	35
3.2.2	Caractérisation physico chimique des effluents hospitaliers . . . . .	38
3.3	Résultats de la campagne de prélèvement . . . . .	44
3.4	Interprétation des résultats . . . . .	45
3.5	Conclusion . . . . .	46
<b>4</b>	<b>Traitement des effluents hospitaliers par électrocoagulation</b>	<b>47</b>
4.1	L'électrocoagulation . . . . .	47
4.1.1	Définition . . . . .	47
4.1.2	Principe . . . . .	47
4.1.3	Domaine d'application . . . . .	49
4.1.4	Technologie de l'électrocoagulation . . . . .	49
4.1.5	Mécanisme d'électrocoagulation vis-à-vis de la matière organique . .	51
4.1.6	Paramètres influençant le procédé de l'électrocoagulation . . . . .	52
4.1.7	lois régissant l'électrocoagulation . . . . .	53
4.1.8	Avantages et inconvénients de la méthode . . . . .	54
4.2	Mise en oeuvre de la méthode . . . . .	55
4.2.1	Description du réacteur d'électrocoagulation et de son mode de fonc- tionnement . . . . .	55
4.2.2	résultats et discussion . . . . .	56
4.3	Conclusion . . . . .	61
	<b>Conclusion Générale</b>	<b>62</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>64</b>
	<b>A</b>	<b>67</b>
	<b>B</b>	<b>68</b>

# Table des figures

1.1	Problématique des rejets hospitaliers [7] . . . . .	4
1.2	Circuit d'élimination des médicaments [14] . . . . .	9
1.3	Les principaux écosystèmes exposés aux effluents hospitaliers [7]. . . . .	16
3.1	Courbe d'étalonnage de la DCO . . . . .	41
3.2	Courbe d'étalonnage des nitrites . . . . .	42
3.3	Courbe d'étalonnage des nitrates . . . . .	43
4.1	Schéma du procédé d'électrocoagulation [35] . . . . .	48
4.2	Configuration série [35] . . . . .	49
4.3	Configuration parallèle [35] . . . . .	50
4.4	Connexion des électrodes bipolaires [35] . . . . .	50
4.5	Pilote d'électrocoagulation [43] . . . . .	56
4.6	Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs du pH	57
4.7	Rendement d'élimination de la DCO en fonction du pH . . . . .	57
4.8	: Evolution de la DCO en fonction du temps . . . . .	58
4.9	Concentration en NaCl(g/l) . . . . .	59
4.10	Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de l'intensité du courant . . . . .	60
4.11	Rendement d'élimination de la DCO en fonction de l'intensité du courant .	60
A.1	Principaux isotopes utilisés en medecine nucléaire [7] . . . . .	67

# Liste des tableaux

1.1	Classification des hôpitaux par nombre de lits actifs [7] . . . . .	5
1.2	Risques sanitaires liés aux métaux lourds [7] . . . . .	14
2.1	Résultats des études antérieures concernant la caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers [7] . . . . .	26
2.2	Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006 du Journal Officiel de la République Algérienne) . . . . .	28
3.1	Conditions de conservation des échantillons [23] . . . . .	34
3.2	Résultats de la caractérisation physico-chimique des échantillons prélevés .	44
3.3	Résultats de la caractérisation micro-biologique des échantillons prélevés .	45
3.4	Tableau récapitulatif des différents résultats . . . . .	46
B.1	Valeurs du Nombre le Plus Probable et intervalles de confiance pour le système d'ensemencement à trois séries de trois tubes [23] . . . . .	68

*" La Terre n'est pas un don de nos parents.  
Ce sont nos enfants qui nous la prête. "*

(VIEUX PROVERBE INDIEN)



# Introduction générale

L'hôpital est un lieu où sont concentrées des personnes potentiellement porteuses de germes pathogènes et où peuvent se développer des infections nosocomiales <sup>1</sup>.

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 système de récupération ou de traitement spécifiques pour ces rejets.

En Algérie, la gestion et le traitement des déchets liquides ne sont pas réglementés et les centres hospitaliers dont la taille correspond à de petites ou moyennes agglomérations utilisent pour leurs activités et leur hygiène de grands volumes d'eaux qu'ils rejettent chargés de microorganismes et de produits chimiques souvent toxiques et radioactifs. Les rejets peuvent aussi contenir des métaux lourds dont l'argent et le mercure. Ce dernier est un métal dangereux et toxique, qui provient des thermomètres cassés, de certains antiseptiques et des colonnes des tensiomètres manuels.

Dans le cadre de leurs activités, les laboratoires d'analyse et les pharmacies que compte un hôpital, rejettent différents produits chimiques (solvants, acides, bases, produits radioactifs et produits de rinçage), ainsi que des liquides biologiques (sang, urines, et selles). Pour ce qui est de la médecine nucléaire, ses services manipulent des éléments radioactifs qui génèrent des déchets solides mais aussi des déchets liquides, le bloc opératoire rejette des liquides provenant des salles d'opérations (liquides biologiques) et liquides provenant de l'entretien des matériels et des locaux (détergeant et désinfectants). Les services de radiologie, utilisent les films radioactifs qui sont composés d'un support en polyester et d'une ou deux couches de gélatino-bromure d'argent (argent photosensibilisant) et les étapes de développement des films génèrent des rejets liquides toxiques constitués de bains révélateurs usagés. D'autres effluents sont issus des services généraux comme les cuisines hospitalières et les blanchisseries, les services techniques hospitaliers.

Cela dit, les risques des déchets liquides concernent trois aspects : infectieux, toxique et enfin radioactif. Par ailleurs, dans de nombreux pays en développement, les effluents liquides hospitaliers générés par les communautés sont rejetés directement dans le milieu récepteur (les cours d'eau ou les sols) le plus souvent sans aucun traitement au préalable.

Les résultats des tests de mutation génétique indiquent que les effluents des services cliniques et des laboratoires hospitaliers présentent un caractère génotoxique [1]. Ces résul-

---

<sup>1</sup>Infection contractée lors d'un séjour en milieu hospitalier

tats confirment l'existence des ces substances dangereuses dans les effluents hospitaliers. Les risques liés à l'existence de ces substances deviennent un objet de recherche pertinent du fait du rejet d'énormes quantités d'eaux usées hospitalières contenant ces produits, et d'autant plus que ces substances peuvent connaître diverses évolutions physiques, chimiques et biologiques.

Face à un nombre restreint d'options de gestion des effluents hospitaliers, et en se référant au cadre réglementaire sur leur déversement dans le réseau d'assainissement urbain, ce travail prétend uniquement à élaborer et appliquer en situation réelle, un outil expérimental élaboré à partir de la connaissance disponible sur les risques résultant de l'exposition à des substances toxiques. L'objectif fondamental de cette étude est de permettre une meilleure compréhension des effets des polluants hospitaliers sur la santé humaine. Cette étude a été appliquée sur les effluents de l'hôpital central de l'armée d'une capacité de 900 lits.

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

- *Le premier chapitre* propose un état de l'art sur les effluents hospitaliers ;
- *Le deuxième chapitre* propose une caractérisation des effluents hospitaliers, ainsi que les aspects réglementaires et normatifs ;
- *Le troisième chapitre* propose la démarche expérimentale suivie pour caractériser les effluents de l'hôpital central de l'armée, ainsi que les résultats des différentes campagnes de prélèvements.
- *Le dernier chapitre* aborde le traitement des effluents hospitaliers par électro-coagulation.

# Chapitre 1

## Généralités sur les effluents hospitaliers

---

L'objectif de ce travail étant de fournir une bonne compréhension des effets des polluants hospitaliers sur la santé humaine et sur l'environnement, nous vous proposons dans un premier temps une étude bibliographique sur les effluents hospitaliers, et ce, en synthétisant les informations existantes sur la caractérisation des effluents provenant des établissements de santé. Il serait aussi question de sélectionner quelques paramètres représentatifs qui seront par la suite mesurés pour les effluents de l'hôpital central de l'armée.

---

### 1.1 Problématique des effluents hospitaliers

Les activités de services médicaux, vaccinations, recherches médicales incluant les essais diagnostiques, traitements médicaux et examens de laboratoire par exemple, protègent, rétablissent la santé et sauvent des vies. En dépit de leur caractère humanitaire, elle nécessite la mobilisation de ressources naturelles. Comme c'est le cas pour toutes les activités qui mettent en œuvre de la matière, celles relevant du domaine de la santé sont également génératrices de pollution et de transfert vers les milieux naturels.

L'un des principaux problèmes environnementaux posés par les effluents hospitaliers est leur rejet, au même titre que les effluents classiques urbains, vers le réseau d'assainissement communal sans traitement préalable [2, 3].

Le dosage des polluants d'origine hospitalière montre que certaines substances, quittent le plus souvent les stations d'épuration (STEP) avec peu de dégradation [4, 5, 6].

En effet, Bien que la consommation élevée en eau des centres hospitaliers puisse assurer une dilution importante des charges organiques et inorganiques des effluents des différents services, leur rejet dans le réseau d'assainissement communal ou dans le milieu naturel n'est pas exempté de risques pour l'homme et pour l'environnement. La figure 1.1 illustre la problématique des effluents hospitaliers.

Les substances difficilement dégradables relarguées par la STEP peuvent provoquer la pollution du milieu naturel en entraînant un déséquilibre biologique. Si les conditions écologiques permettant la croissance des organismes capables de dégrader ces substances ne sont pas réunies, ces substances peuvent avoir une grande pérennité dans le milieu

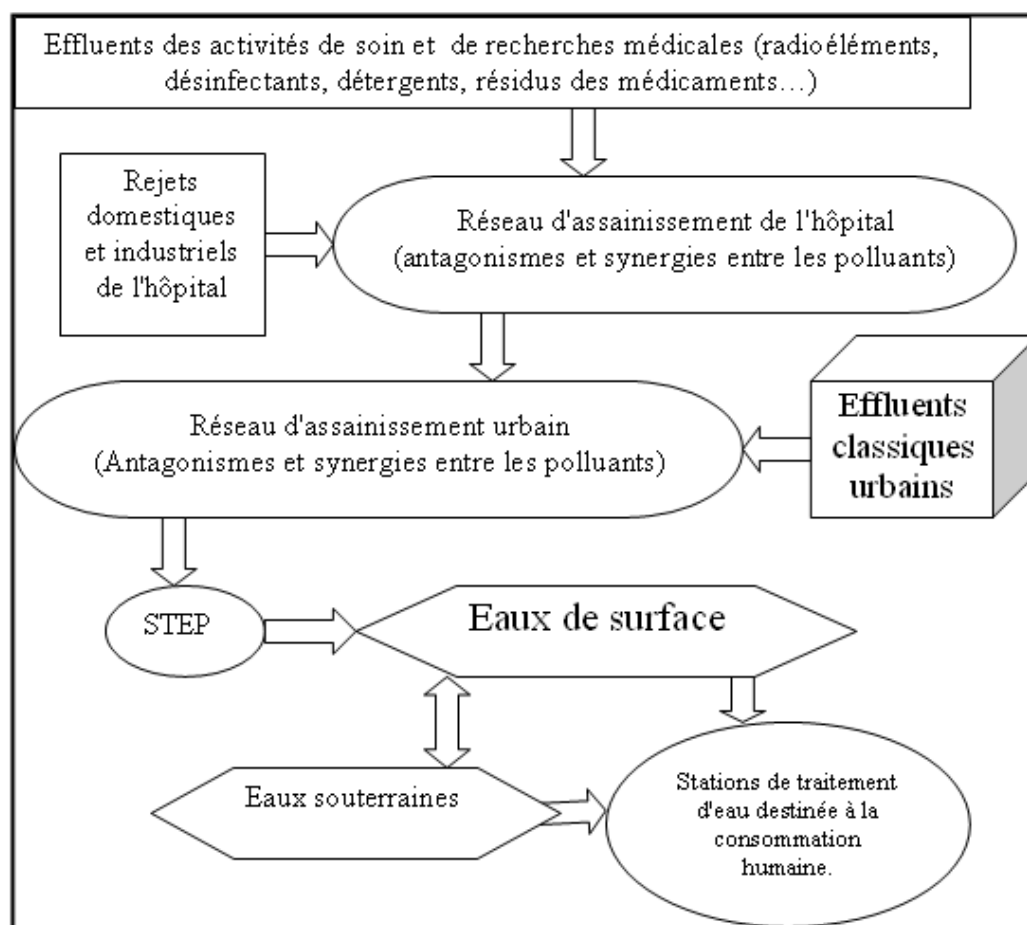


FIG. 1.1 – Problématique des rejets hospitaliers [7]

naturel. L'extrême diversité des rejets hospitaliers et les différentes évolutions physiques, chimiques et biologiques qu'ils connaissent, nous obligent à les caractériser de manière approfondie sur les plans chimique, biologique, et radiologique, dans l'optique de proposer une politique appropriée pour leur gestion.

## 1.2 Classification des hôpitaux

La principale fonction d'un hôpital est de fournir des soins de santé à la population d'une communauté [7]. Plusieurs hôpitaux offrent des services autres que des soins de santé. Les Centres Hospitaliers Universitaires, par exemple, servent de laboratoires d'enseignement et de recherche. Ils accueillent des chercheurs et des étudiants en science de la santé.

Généralement, les hôpitaux fonctionnent 24 heures sur 24 durant les 365 jours de l'année. Leur spécialité est liée aux types de maladies qu'ils traitent, et les différentes pathologies qu'il traite sont réparties en services.

Les hôpitaux sont obligés de disposer des équipements de base permettant aux patients

aussi bien qu'aux personnels de santé et aux visiteurs de satisfaire leurs besoins physiologiques. De ces facilités, on peut citer notamment : les salles de consultations, les salles d'hospitalisation, les cafétérias, les toilettes (douche, W.C., lavabos), les laveries, les salles de repos, les laboratoires, les unités de chauffage et de climatisation, etc. L'ensemble de ces équipements et les différentes activités de l'hôpital nécessitent un approvisionnement en eau potable adéquat et génèrent des eaux usées, des effluents gazeux et des déchets solides.

Les premières sources d'eaux usées dans les hôpitaux sont : les rejets domestiques, les effluents des salles d'opération, les rejets des laboratoires, des services de radiologie, mais aussi les effluents des cafétérias et ceux provenant du nettoyage de la vaisselle [8]. Ces différentes sources donnent finalement naissance à des rejets liquides hybrides, à la fois domestiques, industriels et très spécifiques des activités de soins et de recherches médicales [9] et marqués par une importante dilution [2, 8].

L'American Hospital Association (AHA) [10] estime que le nombre de lits actifs d'un hôpital est un indicateur permettant d'évaluer qualitativement et quantitativement les déchets solides, les effluents gazeux et les rejets liquides d'un centre de santé. Sous la base de cette hypothèse, elle a classifié les hôpitaux en huit groupes. Le tableau 1.1 fournit la classification de la AHA.

Classe	nombre de lits
1	6-24
2	25-49
3	50-99
4	100-199
5	200-299
6	300-399
7	400-499
8	$\geq 500$

TAB. 1.1 – Classification des hôpitaux par nombre de lits actifs [7]

L'hôpital central de l'armée de Ain Nâadja est un centre hospitalier universitaire de classe 8, qui compte 900 lits et la plus part des services évoqués plus haut. Les activités de soin, de recherche et de nettoyage conduisent au rejet de quantités importantes d'eaux usées, probablement chargées en diverses matières polluantes.

### 1.3 Typologie des effluents hospitaliers

L'hôpital est un grand consommateur d'eau. En effet, La consommation minimale d'eau domestique est de 100 litres par habitant et par jour [11], alors que la valeur généralement admise pour les hôpitaux varie de 400 à 1200 litres par lit et par jour. Aux Etats-Unis d'Amérique la demande moyenne en eau des établissements de santé est de 968 litres par lit et par jour [8]. En France, on estime à 750 litres par lit et par jour (soit 250 à 350 litres pour l'hospitalisation et la technique médicale, et 350 à 450 litres pour les services généraux) les besoins moyens en eau d'un Centre Hospitalier Universitaire [3].

Dans les pays en développement, cette consommation semble plutôt se situer autour de 500 litres par lit et par jour [12].

A côté de cette demande élevée d'eau potable, se rajoutent des besoins en eaux spécifiques telles que l'eau physiologique ou stérilisée et les sérums. Cette importante consommation en eau des hôpitaux donne naissance à de grands volumes de rejets liquides chargés de micro organismes pathogènes, dont certains sont multi-résistants aux antibiotiques, de substances chimiques toxiques et des radio-isotopes [2]. On distingue deux catégories de rejet dans les établissements de santé :

- les rejets de nature domestique ;
- les rejets spécifiques aux hôpitaux.

### 1.3.1 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, enfin ceux de la blanchisserie.[13]

1. **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. Les risques de pollution par ces rejets sont surtout liés à leur nature chimique, leur caractère non biodégradable pour certaines et leurs utilisations intensives.
2. **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.

### 1.3.2 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 certain service[13].

#### (a) Les rejets spécifiques communs aux différents services de soins

On retrouve dans cette catégorie :

##### (a.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.

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.

### (i) Les détergents

Un détergent est un produit servant à " décoller la saleté " par une action physique et chimique. Il est composé d'une partie polaire à caractère hydrophile qui s'hydrate facilement (ions chargés négativement), et d'une partie peu ou pas polaire à caractère hydrophobe ou lipophile (insoluble dans l'eau - chaîne hydrocarbonée). Ces deux pôles engendrent des propriétés tensioactives. Les principaux détergents sont :

- **Les détergents anioniques** : Ce sont des détergents d'origine naturelle : les savons  $R-COOM$ , les sels d'acides gras. Leur dégradation est complète entre 2 et 20 jours.
- **Les détergents cationiques** : Ce sont des sels d'amines  $-R-NH_3^+X-$  (ammonium quaternaire). En plus de leurs pouvoirs détergents, ils ont également un pouvoir bactéricide (désinfectant). Ils ont une mauvaise biodégradabilité. En contact avec des détergents anioniques, ils forment des composés insolubles (existence d'une certaine neutralisation).
- **Les détergents non ioniques** :  $-R-O-CH_2-(CH_2-O-CH_2)_n-1-CH_2OH$ . Ils correspondent à la classe la plus importante. À cause de la très bonne tolérance cutanée qu'ils présentent, ces détergents sont les plus utilisés. Si la chaîne carbonée est linéaire, les enzymes naturelles assurent beaucoup plus facilement la biodégradabilité du composé que si cette chaîne est ramifiée.

Un des principes actifs des détergents est l'agent de surface (ou tensioactif), qui est l'élément constituant l'essentiel de la partie organique des détergents. Présents dans l'eau, les agents de surface forment un film discontinu et fragile à la surface de l'eau. Ce film empêche le plus souvent à la lumière solaire et à l'oxygène de l'air de pénétrer dans l'eau, ce qui peut entraîner un déséquilibre biologique en entraînant à moyen ou à long terme, dans le cas d'un réacteur de traitement biologique aérobie, l'apparition de zones anaérobies. Dans le cas d'un milieu naturel aquatique, il peut provoquer le début d'une eutrophisation.

### (ii) Les désinfectants

L'AFNOR <sup>1</sup> définit la désinfection comme " une opération au résultat momentané permettant d'éliminer ou de tuer les micro-organismes et/ou d'inactiver les virus indésirables portés par des milieux inertes contaminés en fonction des objectifs visés ".

Les désinfectants utilisés dans les hôpitaux peuvent se classer en désinfectant couramment utilisés, et en désinfectant à utilisation restreinte. Parmi les désinfectants les plus couramment utilisés on peut citer :

---

<sup>1</sup> Agence Française de la normalisation

- **Les produits chlorés, l'eau de Javel et les autres hypochlorites** : Ce sont les désinfectants les plus utilisés dans les hôpitaux [9]. Ils contribuent à la formation des composés organo-halogénés adsorbables sur du charbon actif (AOX). Les composés organo-halogénés sont le plus souvent lipophiles, rémanents dans l'environnement, et potentiellement toxiques, pour les organismes aquatiques.
- **Les produits contenant des aldéhydes et dérivés** : Le formaldéhyde ( $CH_2O$ ) est le plus toxique de tous les aldéhydes. Il est incompatible avec les produits iodés, les hypochlorites et l'eau oxygénée. le glutaraldéhyde ( $CHO - CH_2 - CH_2 - CH_2 - CHO$ ), est un dialdéhyde très utilisé dans la désinfection des appareils d'endoscopies. A cause de sa nature volatile et irritante, le glutaraldéhyde peut être responsable de dysfonctionnement pulmonaire comme l'asthme ou d'anomalies cutanées comme les eczémas allergiques [9] chez le personnel médical exposé périodiquement à cette substance. Cependant, les problèmes sanitaires liés au glutaraldéhyde peuvent être réduits par l'utilisation d'appareils de nettoyage automatique.
- **Les sels ammoniums quaternaires** : Ils ont à la fois un pouvoir détergent et un pouvoir désinfectant.

Parmi les désinfectants utilisés de façon restreinte on peut citer :

- **les produits à base d'iode** : Le problème avec ces produits, c'est qu'ils sont incompatibles avec beaucoup d'autres produits tels : les métaux lourds, les matières organiques, les dérivés mercuriels, ce qui limite leur utilisation,
- **les dérivés phénoliques** : Ils ont un très bon pouvoir désinfectant, mais ils ne sont pas biodégradables et à terme peuvent se retrouver dans les eaux de surface destinées à la préparation d'eau potable. Et dans le cas d'une désinfection de l'eau par le chlore ou ses dérivés, les substances phénoliques peuvent générer des composés toxiques tels que les chlorophénols,
- **les produits à base d'alcool** -R-OH,
- **l'acide péracétique**  $-CH_3 - COOOH$ ,
- **la chlorhexidine** (DI(Chloro-4-Phenyl) 5,5'Hexaméthylène di-Biguanide-1,1'Glucosate).

### (a.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 hospi-



talières est notablement différente de celle des eaux usées domestiques et que ses éléments pathogènes sont en concentration suffisante pour causer des maladies et donc parler de contamination.

### (a.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.

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 la figure 1.2

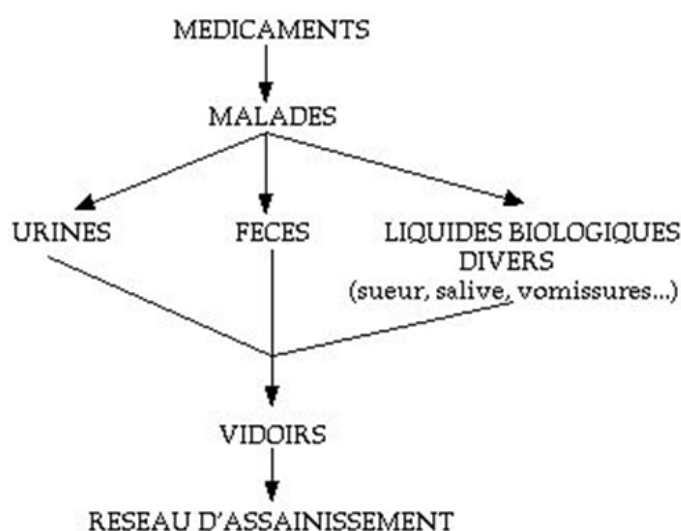


FIG. 1.2 – Circuit d'élimination des médicaments [14]

Suivant la voie d'administration du médicament, le médicament est plus ou moins métabolisé par l'organisme et on retrouve donc en partie les médicaments et les métabolites dans le réseau des eaux usées. 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 il peut se rencontrer dans certain établissement.

**(a.4) Les rejets contenant des métaux lourds**

Les métaux lourds sont des polluants engendrés par l'activité humaine qui ont un fort impact toxicologique. Les métaux toxiques sont nombreux, mais on peut citer surtout l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure. Ils ont des impacts sur les végétaux, les produits de consommation courante et sur l'homme. Les métaux lourds pouvant être rencontrés à l'hôpital sont l'argent, et le mercure. Le mercure métal très dangereux puisque très toxique, peut-être retrouvé accidentellement dans les eaux usées suite à des thermomètres cassés. On trouve également du mercure dans certaines sondes gastriques, certains antiseptiques et dans la colonne des tensiomètres manuels...

**(b) Les rejets spécifiques à certains services de soins**

Les services concernés sont :

**(b.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 formol, eau de javel dilués à de l'eau osmosée. Les rejets s'effectuant directement dans le réseau à l'égout.

**(b.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, des produits de rinçage...) et manipulent des liquides biologiques (sang, urines, selles, expectorations, cellules...) plus ou moins infectieux [13].

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 au 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.

**(b.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. Les éléments radioactifs qui nous intéressent dans le cadre de cette étude sont les produits radioactifs en sources non scellées c'est-à-dire susceptibles de dispersion. 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.

#### (b.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 (hydroquinone<sup>2</sup>), 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.

## 1.4 Les risques liés aux effluents hospitaliers

Le devenir des polluants hospitaliers dans les écosystèmes aquatiques a fait l'objet de plusieurs études scientifiques. Les résultats de ces études permettent d'avancer que les effluents hospitaliers présentent trois risques potentiels pour l'homme et l'environnement :

- **Un risque microbiologique ou infectieux** lié à l'existence des microorganismes pathogènes multi-résistants avec leur potentialité de transfert horizontal de gène,
- **un risque chimique** dû au relargage par les STEP des résidus de médicaments et autres substances chimiques (désinfectant et dérivés),
- **un risque radioactif** résultant de la présence des rejets contenant des radio-isotopes.

### 1.4.1 Le risque infectieux

Il est théoriquement possible de retrouver dans les eaux usées hospitalières des germes pathogènes dont l'origine a été précisée plus haut. Les germes pathogènes peuvent être :

- **Des bactéries** présentes dans les selles ou urines (Salmonelles, Shigella, Coliformes, Vibrions, Streptocoques, Entérobactéries...) ou encore des bactéries responsables d'infections nosocomiales (Staphylocoques, Streptocoques, Pseudomonas...). La particularité de ces bactéries est qu'elles sont souvent poly-résistantes aux antibiotiques ;
- **des virus** (Hépatites, Entérovirus, Rota virus...);
- **des parasites** (amibes, tænia, ascaris, champignons...). Cependant, il convient de se référer à l'étude microbiologique qui sera traitée dans les chapitres suivants, pour estimer et évaluer les risques de pollution microbiologique par les effluents hospitaliers.

---

<sup>2</sup>Composé comportant deux fonctions phénol, employé comme révélateur photographique.

## 1.4.2 Le risque chimique

Le risque toxique est théoriquement réel, tant pour l'environnement que pour la Santé publique, du fait d'une pollution possible par des métaux lourds (mercure, argent, chrome, nickel, cobalt...) et par des molécules organiques (solvants, antibiotiques, désinfectants, détergents, médicaments...).

Ces produits solubles représentent un danger de pollution de l'eau puisqu'ils peuvent modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, altérer les milieux naturels et les espèces qui y vivent, et nuire au bon fonctionnement des STEP en détruisant leurs flores épuratrices.

### (a)Le risque toxique lié aux détergents et aux désinfectants

La première hypothèse avancée sur la toxicité des rejets liquides hospitaliers est qu'elle est due aux différentes substances utilisées dans les services médicaux tels que : les détergents, les désinfectants, les détergents/désinfectants, les agents de contrastes iodés [6], [9],[15]. 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 des réseaux d'eaux usées, par exemple. L'acide citrique, l'acide acétique et les dérivés chlorés, utilisés pour la dialyse, présentent un risque minime étant donné leur faible concentration. L'utilisation d'alcools tels que le formol, l'alcool éthylique, ou bien de toluène et de xylène peuvent exposer le personnel et les patients à une toxicité cutanée et respiratoire.

### (b)Le risque toxique lié aux rejets médicamenteux

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 [16]. Des études réalisées en Angleterre révèlent la présence de médicaments à des concentrations supérieures à  $1\mu\text{g}/L$  dans les écosystèmes aquatiques [17]. Les médicaments dans les écosystèmes aquatiques peuvent adopter, en termes de devenir, l'un des 3 trois principaux états possibles :

1. être une substance totalement oxydée et de ce fait aboutie au dioxyde de carbone et à l'eau, l'aspirine et presque tous les analgésiques par exemple. Cet état peut être assimilé à l'éco compatibilité de la substance [4, 18],
2. la substance est lipophile<sup>3</sup>, 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 [18],
3. sous l'action de la métabolisation, la substance donne naissance à des métabolites ayant une structure hydrophile différente des molécules mères (lipophiles).Cependant

---

<sup>3</sup>Substance chimique qui a de l'affinité pour les graisses.

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 [18].

Dans la littérature, de nombreuses études[7, 18, 19], ont portées sur l'action de trois grands groupes de médicaments : les hormones sexuelles qui sont des perturbateurs endocriniens, les antibiotiques parce qu'ils contribuent au développement de la multi résistance des bactéries, et les antitumoraux ou agents cytostatiques pour leur génotoxicité, sur l'environnement.

Concernant les hormones sexuelles plusieurs études ont révélé que certaines hormones sexuelles ont des effets sur les organismes aquatiques à des concentrations inférieures à  $1\mu\text{g}/L$ . L'oestradiol par exemple, l'hormone sexuelle féminine, peut modifier les caractéristiques sexuelles de certains poissons à des concentrations de  $20\text{ng}/L$  [19].

Les résidus des antibiotiques dans l'environnement sont soupçonnés d'être l'agent causal du développement des formes de résistance chez les bactéries. 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 [18].

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 [20].Leurs caractères mutagène et cancérigène ont été démontrés. En effet, les agents antitumoraux sont reconnus comme les médicaments les plus toxiques. 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 [20]. Ainsi, ils restent omni présents dans les STEP et dans les milieux naturels avec tous les risques de génotoxicité qu'ils présentent.

### (c)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[21]. 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 qui sont difficilement récupérables. Dans plusieurs pays développés, il existe des entreprises spécialisées dans la collecte de ses 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. Cependant, 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 fixateurs 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 (par exemple le fixateur B5), ou que le mercure sert qu'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 [22], les organes cibles des métaux lourds sont variés : les ions métalliques se fixent sur les globules rouges (Pb, Cd,  $CH_3Hg$ ). 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.

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

TAB. 1.2 – Risques sanitaires liés aux métaux lourds [7]

### 1.4.3 Le risque radioactif

Généralement, les hôpitaux utilisent des sources scellées et des sources non scellées. Les sources scellées utilisées en radiothérapie ne produisent pas de déchets. Par contre, les sources non scellées utilisées dans la recherche biologique et médicale, pour le diagnostic et la thérapeutique produisent des déchets radioactifs dont la nature et l'activité sont très diverses [23].

A l'exception, des excréments des patients, la plupart des établissements de santé ne rejettent plus leurs effluents radioactifs dans l'égout. Certaines institutions stockent l'urine des patients à qui  $^{131}I$  avait été administré avant d'être rejeté à l'égout sanitaire. L'objectif de ces techniques est de réduire la radioactivité du médicament [7].

Les radioéléments  $^{90}Y$  et  $^{198}Au$  sont injectés sous forme de solutions colloïdales dans les cavités du corps, habituellement en quantités de l'ordre de 100 à 200  $mCi$ . La plus grande partie de cette concentration reste dans l'organisme et n'est pas excrétée. Par contre  $^{131}I$ , administré par voie orale est rejeté jusqu'à 60 à 70 % dans les urines ; les doses utilisées varient de 100 pour le diagnostic à plus de 100 $mCi$  pour le traitement du cancer de la thyroïde [23].

Concernant les radioéléments utilisés pour le diagnostic nucléaire, on peut les trouver facilement en différents points du réseau d'assainissement.

Des études effectuées sur la pollution radioactive des écosystèmes aquatiques montrent la manifestation du phénomène de bioamplification de certains radioéléments sur la biocénose<sup>4</sup> aquatique. En effet, il a été prouvé aux Etats-Unis que les saumons de la rivière Columbia, exposés aux rejets de  $^{32}P$  présentaient une contamination moyenne susceptible de déterminer, chez les individus "isolés " qui auraient consommé 40 kg de saumon par an, une irradiation au niveau des os ,l'organe critique,de 20% de la dose admissible par an [7].

## 1.5 Conclusion

Comme nous venons de le voir dans ce premier chapitre, les hôpitaux utilisent beaucoup de substances chimiques dans la fourniture des soins de santé à la population. Après leur utilisation, ces composés ou leurs métabolites sont rejetés le plus souvent dans le réseau d'assainissement de l'hôpital, qui est raccordé au réseau d'assainissement urbain. Qu'il s'agisse de médicaments partiellement métabolisés, ou de désinfectants, de détergents, de solvants, ou d'autres composés, les rejets sont dirigés vers la STEP communale sans aucun traitement préliminaire, alors qu'ils sont chargés en matières polluantes nocives pour l'homme et pour l'environnement.

La figure 1.3 résume comment ces différents polluants peuvent vite contaminer les différents écosystèmes.

Afin de pouvoir proposer une bonne politique de gestion des effluents hospitaliers, il est impératif de mesurer leur degré de pollution, et de déterminer les principaux paramètres qui les caractérisent du point de vue physico chimique, micro biologique, et radioactif.

---

<sup>4</sup>Ensemble des êtres vivants (animaux, végétaux, micro-organismes) présents dans un même milieu ou biotope.

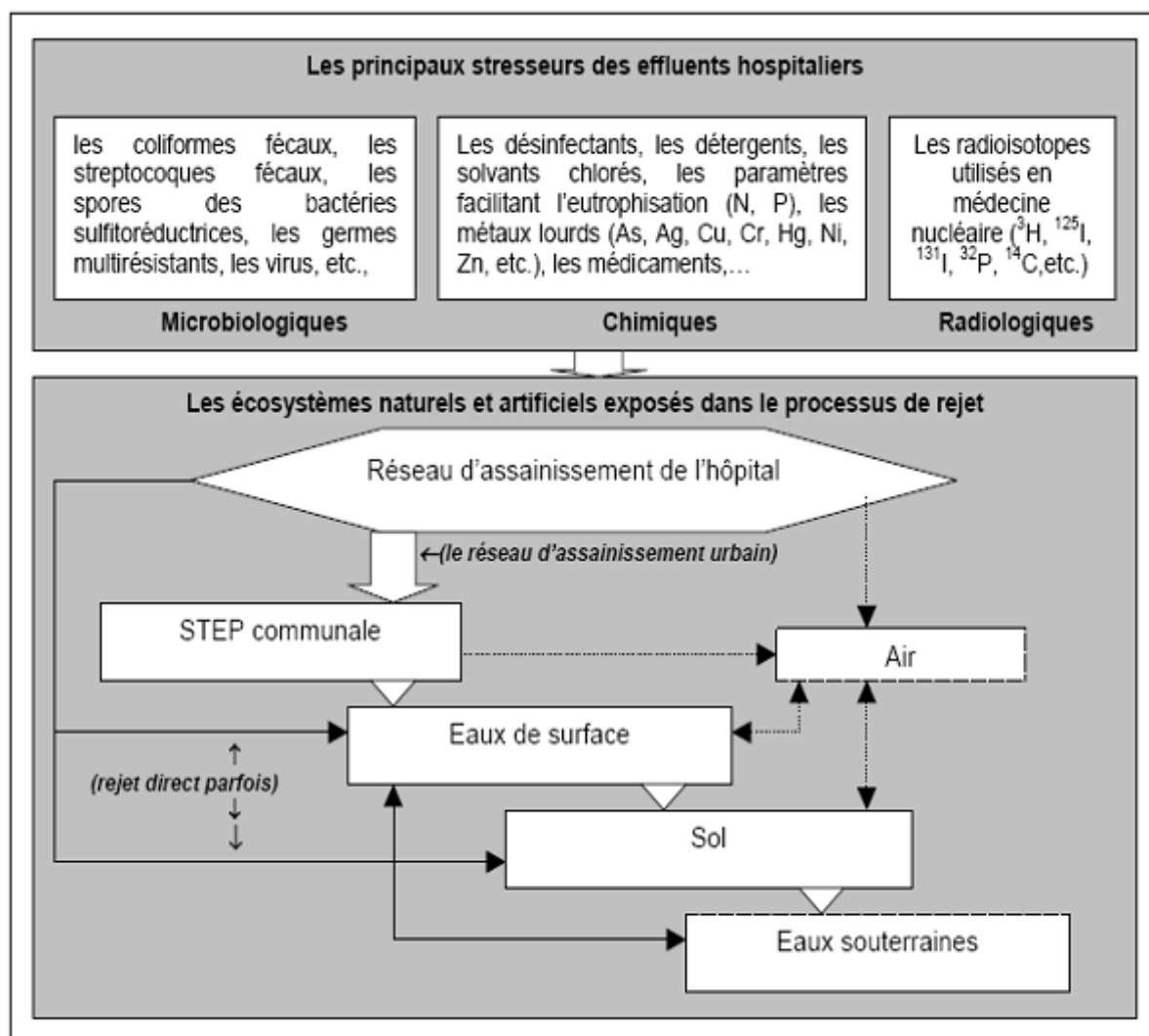


FIG. 1.3 – Les principaux écosystèmes exposés aux effluents hospitaliers [7].



# Chapitre 2

## Caratérisation des effluents hospitaliers

---

Nous venons de voir dans le chapitre précédant, que les effluents hospitaliers de part la nature des activités pratiquées au sein des hôpitaux, sont susceptibles de contenir des composants chimiques, radioactifs et des micro-organismes pouvant contester l'actuelle hypothèse qui classe les effluents hospitaliers parmi les effluents domestiques. Pour pouvoir confirmer ou démentir ceci, il est primordial d'identifier le degré de pollution des effluents hospitaliers. Ainsi, les caractérisations physico-chimique, micro biologique, radioactive, voir virologique, sont incontournables. L'objectif de ce deuxième chapitre est d'abords de définir les différents paramètres de pollution utilisés pour caractériser les effluents hospitaliers. Ensuite, il sera question des aspects réglementaires et normatifs relatifs aux effluents hospitaliers en Algérie.

---

### 2.1 Caractérisation microbiologique des effluents hospitaliers

#### 2.1.1 Généralités

Le premier objectif des études qualitatives et quantitatives sur la flore microbiologique des effluents hospitaliers est de dénombrer les marqueurs de pollution fécale des eaux *les coliformes fécaux, les streptocoques fécaux et les spores des bactéries sulfito-réductrices*.

En effet, Les populations bactériennes sont à la base de tout processus d'épuration : leur présence atteste de la présence de matières organiques et de la possibilité de les biodégrader. Par ailleurs, la présence de souches bactériennes particulières peut être interprétée comme un indicateur de contamination de l'eau ou comme l'absence d'éléments toxiques susceptibles d'entraîner leur disparition

#### 2.1.2 Les coliformes fécaux

Sous le terme de *coliformes* est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des *Enterobacteriaceae*. La définition suivante a été adoptée par l'organisation internationale de standardisation (ISO) : Le terme coliforme correspond à des organismes en batonnets, non sporogènes, Gram négatifs, oxydase négatif,

facultativement anaérobies, capable de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités inhibitrices de croissance similaires, et capable de fermenter le Lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48h, à des températures de 35-37 °C [23].

Le terme de *coliformes fécaux* correspond à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés (caractéristiques des coliformes) après incubation à la température de 44°C. Parmi les coliformes fécaux nous citons les espèces suivantes : *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Klebsiella oxytoca*, *Salmonella*,...etc.

L'*Escherichia coli* est abondant dans les fèces humaines et animales où il peut atteindre des concentrations de  $10^9$  par gramme de matières fraîches [7]. On le trouve dans les eaux d'égout, les effluents traités, ainsi que dans toutes les eaux naturelles et les sols qui ont subi une contamination fécale récente, qu'elle soit due à l'homme, à l'agriculture ou à la faune sauvage.

### 2.1.3 Bactéries coliformes thermo-tolérantes

Ce terme désigne un groupe de coliformes capables de provoquer la fermentation du lactose à 44-45°C [7]; ils comprennent le genre *Escherichia* et, dans une moindre mesure, certaines espèces de *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Citrobacter*. Les coliformes thermo-tolérants autres que la *E. coli* peuvent aussi se trouver dans des eaux enrichies en matières organiques, comme les effluents industriels ou des produits de décomposition des plantes et du sol.

### 2.1.4 Streptocoques fécaux

Le terme *streptocoques fécaux* désigne les streptocoques généralement présents dans les fèces de l'homme et des animaux. Tous possèdent l'antigène du groupe D de Lancefield. Du point de vue taxonomique, ils appartiennent aux genres *Enterococcus* et *Streptococcus*. Récemment, la taxonomie des entérocoques a été profondément modifiée et la connaissance de l'écologie de nombreuses espèces présente encore des lacunes. Le genre *Enterococcus* comprend maintenant tous les streptocoques qui se caractérisent par certaines propriétés biochimiques communes et une large tolérance à des conditions de croissance défavorables, notamment les espèces *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. galinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii* et *E. solitarius*.

La plupart de ces espèces sont d'origine fécale et peuvent généralement être considérées en pratique comme des indicateurs spécifiques d'une pollution fécale humaine. Toutefois, on peut aussi les isoler à partir de fèces d'animaux, et certaines espèces et sous-espèces, comme *E. casseliflavus*, *E. faecalis* var. *liquefaciens*, *E. malodoratus* et *E. solitarius* se rencontrent principalement sur des végétaux [23]. En ce qui concerne le genre *Streptococcus*, seuls *S. bovis* et *S. equinus* possèdent l'antigène du groupe D et font partie du groupe des streptocoques fécaux. On les trouve principalement dans les excréments d'animaux.

La persistance des entérocoques dans divers types d'eau peut être supérieure à celle des autres organismes indicateurs [7, 23], notamment à cause de leur résistance notoire aux agents désinfectants [24], ce qui fait d'eux des indicateurs privilégiés pour évaluer l'efficacité du traitement de l'eau. De plus, leur grande résistance à la dessiccation fait des entérocoques des indicateurs pour le contrôle lors des réparations du réseau de distribution nécessitant un assèchement [24].

Par ailleurs, puisqu'il n'y a généralement pas de croissance des entérocoques dans un réseau de distribution, leur détection témoigne généralement d'une pollution fécale récente [24]. Dans ce contexte, on a récemment reconnu le rôle des entérocoques à titre d'indicateur de contamination fécale dans les aquifères (nappes d'eau souterraine), des études menées aux États-Unis ayant démontré leur utilité pour mettre en évidence une contamination fécale de l'eau souterraine [25]. Cet intérêt à l'égard des entérocoques s'expliquerait par le fait que, comparativement aux coliformes (incluant *Escherichia coli*), ils sont plus résistants à des conditions environnementales difficiles et persistent plus longtemps dans l'eau; de telles conditions sont typiques des eaux souterraines où la température est généralement plus froide et qui sont pauvres en éléments nutritifs.

### 2.1.5 Clostridia sulfito-réductrices

Ce groupe se compose de microorganismes anaérobies sporigènes, dont le plus caractéristique, *Clostridium perfringens* (*C. welchi*), est normalement présent dans les fèces, mais en bien moins grand nombre qu'*E.coli*. Toutefois, ils ne sont pas d'origine exclusivement fécale et leur présence dans l'environnement peut avoir d'autres raisons. Les spores de clostridia peuvent survivre dans l'eau beaucoup plus longtemps que les coliformes et ils résistent à la désinfection [7].

### 2.1.6 Les techniques de mesure

Un certain nombre de techniques analytiques a été développé et normalisé pour la caractérisation microbiologique de l'eau. La culture cellulaire est la technique la plus courante pour les examens bactériologiques. L'ensemencement peut se faire sur des milieux liquides ou solides. Sur milieu solide, l'ensemencement se fait par mise en culture d'une membrane ayant servi à filtrer et concentrer un échantillon liquide, par étalement en surface ou par incorporation en gélose. Différents milieux de culture existent pour sélectionner les bactéries pathogènes. L'identification des espèces peut se faire par différents tests immuno-chimiques. Le dénombrement se fait de manière directe par comptage de colonies formées sur milieu solide (il s'exprime alors en unités formant colonies : UFC) ou par définition du nombre le plus probable (NPP) en milieu liquide. Pour l'application de cette technique, plusieurs dilutions sont réalisées pour chaque échantillon à analyser et pour chaque dilution, plusieurs tubes sont ensemencés (généralement de 3 à 5). La répllication des microorganismes est constatée par la production d'une turbidité, d'un acide ou d'un gaz dans le tube. Le nombre de tubes positifs est alors compté pour chaque dilution et des tables permettent d'estimer le nombre de microorganismes dans l'échantillon original.

Pour notre part, nous avons choisi le dénombrement sur milieu liquide est plus précisément la méthode du nombre le plus probable (NPP). En effet, bien que celle-ci soit souvent traitée de lourde par divers auteurs dont [23], elle présente l'avantage d'offrir une excellente sensibilité puisqu'elle est moins choquante pour les bactéries fragiles que leur culture sur membrane du fait que leur nutrition est mieux assurée au sein liquide, qu'à travers les pores des membranes.

### 2.1.7 Bactériologie des effluents hospitaliers

Les résultats de travaux réalisés sur la microbiologie des effluents hospitaliers mettent en évidence de façon systématique la présence de germes ayant acquis des caractères de résistance aux antibiotiques et de façon ponctuelle des souches typiquement hospitalières [2]).

En utilisant des enterocoques, des staphylocoques, des Enterobactériaceae et des bactéries hétérotrophiques comme indicateurs de présence des bactéries multi-résistantes dans les biofilms formés dans le réseau d'assainissement hospitaliers, Schwartz et al. [26] ont relevé une importante présence de germes multi-résistants aux antibiotiques. Toutes les bactéries isolées étaient résistantes à la tétracycline et à l'érythromycine. 39 entérocoques résistants à la vancomycine ont été relevés. Des niveaux élevés de résistance à l'ampicilline, à l'amoxicilline/acide clavulanique et à la gentamicine ont été enregistrés. Par contre de faibles niveaux de résistance à la ciprofloxacine et à la citromoxazole ont été enregistrés. *Pseudomonas aeruginosa* a été également isolée dans les effluents hospitaliers [27].

D'un point de vue quantitatif, les travaux de caractérisation, effectués en France sur la microbiologie des effluents hospitaliers, révèlent les faibles concentrations de la flore bactérienne, soit une flore totale constante de  $3 \cdot 10^5$  pour 100 mL pour ces rejets [28], si on les compare à celle de  $10^8$  pour 100 mL généralement présente dans les rejets liquides communaux [2]. Cette observation est probablement due à la présence en concentrations élevées de substances chlorées et autres substances toxiques .

Des concentrations de  $2.05 \cdot 10^7$ ,  $1.92 \cdot 10^7$  et  $9.10 \cdot 10^5$  colonies pour 100 mL ont été respectivement décomptés dans les effluents hospitaliers pour les coliformes totaux, la *E. coli* et les streptocoques fécaux [29].

*Klebsiella pneumoniae*, identifiée comme l'agent étiologique des infections nosocomiales [28], a été isolée des eaux d'une STEP, 90% de la population étudiée restant insensible à l'ampicilline et 6% présentant des formes de multi-résistances [30].

Les bactéries ont développé de différents mécanismes pour rendre inefficace les antibiotiques employés contre eux. Les gènes qui codent ces systèmes de défense sont placés dans le chromosome bactérien ou dans les plasmides. Ils sont transmis de génération en génération : c'est le principe du transfert vertical de gènes [26]. Des éléments génétiques, comme les plasmides, peuvent aussi être échangés parmi les bactéries d'affiliation taxonomique différente, c'est le principe du transfert horizontal de gènes [31]. Le transfert horizontal de gène par conjugaison est commun dans la nature, et dans des systèmes techniques, où

la densité de bactéries est haute [26].

### 2.1.8 Virologie des effluents hospitaliers

Des marqueurs de pollution virale des eaux de surface tels les entérovirus et d'autres virus tels les adénovirus ont été identifiés dans les effluents hospitaliers [7]. Les entérovirus se présentent en quantité importante dans les eaux usées. Leur présence, en tant que marqueur de pollution virale, dans les effluents hospitaliers est à corrélérer avec celle d'autres virus, le VIH par exemple.

Le VIH, agent causal du SIDA, a été isolé des liquides biologiques et excrétiens des personnes infectées. Ces rejets liquides sont directement déversés dans le réseau d'assainissement des hôpitaux et des laboratoires de recherche et peuvent contribuer à la présence du virus dans les réseaux de drainage urbains et dans les STEP. A priori, les eaux brutes contaminées par le VIH, une fois arrivée dans le réseau d'assainissement urbain peuvent, sur la base d'hypothèses à vérifier, constituer un risque sanitaire pour les égoutiers et les opérateurs des STEP [7].

En effet, les personnes infectées par les entérovirus et les entérobactéries libèrent en moyenne  $10^6$  à  $10^7$  PI (particules infectieuses (ou colonies)) pour chaque litre de selle excrété. Casson et al.[32] mentionnent la présence de particules infectieuses du VIH dans les eaux naturelles et usées. Lue-Hing et al.[33] ont trouvé une concentration de PI de VIH par litre compris entre  $1.4 \cdot 10^{-2}$  et  $8.6 \cdot 10^{-1}$  (inférieur à 1 PI de VIH par litres d'effluents) pour la ville de Chicago.

Ces travaux dénotent l'intérêt accordé au monitoring du VIH dans le milieu aquatique. Il faut tout au moins souligner de plus en plus de scientifiques sont unanimes à reconnaître que le nombre de PI pouvant activer la virulence du VIH en milieu liquide inhumain doit être supérieure à 100 [32],[33]. Toutefois, la corrélation entre les entérovirus et le VIH dans les eaux usées semble être un problème sanitaire réel qui sur le plan scientifique nécessite une définition précise et un objet spécifique de recherche.

## 2.2 Caractérisation physico-chimique des rejets hospitaliers

### 2.2.1 Généralités

Comme pour la caractérisation micro-biologique des effluents hospitaliers, la caractérisation physico-chimique est conditionnée par le respect des protocoles de prélèvement, de transport, et de conservation des échantillons. Les paramètres de pollution physico-chimiques sont des paramètres nécessaires à l'évaluation des charges des effluents et de leurs effets sur les milieux récepteurs. Ils permettent aussi d'avoir une première idée quant aux procédés de traitements à mettre en oeuvre pour assurer une épuration.[34]

## 2.2.2 Paramètres de pollution physico-chimiques

### (a) La température

C'est l'un des paramètres les plus importants à noter au moment du prélèvement. Elle peut avoir une grande influence sur la croissance des micro-organismes et des algues qui peuvent entraîner des odeurs et des goûts désagréables, ainsi qu'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.[34]

### (b) Le pH

Le pH mesure la concentration des ions  $H^+$  dans l'eau. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et notamment la dissociation de l'azote ammoniacal dans l'eau. La valeur du pH est un indicateur de l'activité biologique et plus particulièrement photosynthétique du milieu. En effet, elle altère la croissance et la reproduction des micro-organismes existants dans une eau, la plupart des bactéries peuvent croître dans une gamme de pH comprise entre 5 et 9, l'optimum est situé entre 6,5 et 8,5, des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent la croissance et survie des micro-organismes aquatiques selon l'organisation Mondiale de la Santé (OMS) [22].

Parmi tous les paramètres physico-chimiques analysés sur le terrain, le pH est un des plus délicats à mesurer correctement. Il est recommandé de déterminer le pH des eaux in situ de façon à ne pas modifier les équilibres ioniques par suite d'un transport ou d'un séjour plus ou moins prolongé des échantillons d'eau dans des flacons.

### (c) La conductivité et le TDS

La mesure de la conductivité permet d'avoir une image de la charge de l'eau en sels ionisés. C'est également un moyen de détecter certaines pollutions très importantes par des éléments non analysés par ailleurs. La conductivité correspond à l'inverse de la résistivité électrique. La détermination de la conductivité électrique consiste en une mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine (ou recouvertes de noir de platine) maintenues parallèles. La conductivité de l'eau est généralement exprimée en siemens par centimètre (S/cm) ou en micro siemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). [34]

La conductivité varie avec la température. La température de référence pour l'expression de la conductivité est de 25°C. La conductivité d'une eau pouvant varier en fonction des assimilations ou des relargages d'éléments dans l'échantillon, elle doit être mesurée sur place. Le T.D.S (Total Dissolved Solids) quant à lui traduit la fraction des matières en solution.[34]

### (d) La turbidité

La turbidité traduit la présence de matières qui opacifient l'eau et empêche la lumière de passer. Elle est d'autant plus élevée qu'elle s'accompagne d'une coloration,[34].

**(e) L'oxygène dissous**

L'oxygène dissous est un des paramètres essentiels à suivre dans le cadre de l'étude de la chimie des eaux. Le taux d'oxygène dissous dans l'eau conditionne la vie de la faune aquatique. En effet, il peut constituer un indicateur de pollution car les matières oxydables rejetées dans l'environnement sont à l'origine d'une diminution de la concentration du dioxygène dissous dans l'eau. Il s'agit de matières organiques (excréments animaux et humains, rejets des industries agroalimentaires) et de matières minérales réduites (rejets industriels). En effet, parvenus dans les eaux de surface, ces rejets sont oxydés biologiquement et chimiquement, oxydation nécessitant du dioxygène. Il en résulte un appauvrissement du stock de dioxygène disponible et la mort d'organismes aquatiques aérobies. L'accumulation des cadavres aggrave encore le phénomène puisqu'il s'agit de matières organiques oxydables.

La teneur d'une eau en oxygène dissous dépendant de sa température, les mesures de l'oxygène dissous doivent s'effectuer sur site,[34].

**(f) Les 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 élevées en MES 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 des poissons.

**(g) La couleur et l'odeur**

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente lorsque les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. Les couleurs réelles et apparentes sont approximativement identiques dans les eaux claires et de faible turbidité.

Concernant l'odeur, c'est un paramètre signalisant la présence de la matière organique en décomposition. Ces substances sont en général, en quantité si minimes qu'elles ne peuvent être mises en évidence par les méthodes d'analyse ordinaires.[34]

**(h) Les chlorures**

Les chlorures existent dans la quasi-totalité des eaux à des concentrations très variables. La présence des chlorures en concentrations élevées dans l'eau contenant du sodium donne un goût salé. Par ailleurs, les chlorures sont indispensables aux régimes alimentaires. Les effluents des industries de conserve des viandes et certains légumes sont connus par une forte teneur en sels et particulièrement en chlorure. Dans des travaux antérieurs ont constaté que la salinité des eaux usées constitue un handicap majeur pour les eaux réutilisées en agriculture.[34]

**(i) Les matières organiques**

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 chimique en oxygène ou DCO qui donne une mesure de la quantité totale de matières réduites dans l'eau qu'elles soient biodégradables ou non, et la demande biologique ou  $DBO_5$  qui donne une mesure des matières polluantes biodégradables.

**(i.1) La Demande Biochimique en Oxygène ( $DBO_5$ ) :**

c'est la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement des micro-organismes, pendant 5 jours à l'obscurité et à une température de  $20^\circ\text{C}$ , on parle alors de la  $DBO_5$ . Elle est très utilisée pour le suivi des effluents urbains. Elle est exprimée en  $\text{mg } O_2/\text{l}$ .

**(i.2) La Demande Chimique en Oxygène (DCO) :**

C'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 présente dans l'échantillon. Elle est exprimée en  $\text{mg } O_2/\text{l}$ . Généralement la DCO est 1,5 à 2 fois la  $DBO_5$  pour les eaux usées urbaines et de 1 à 10 pour tout l'ensemble des eaux résiduaires industrielles. La relation empirique de la matière organique (MO) en fonction de la  $DBO_5$  et la DCO est donnée par l'équation suivante :  $MO = (2DBO_5 + DCO)/3$ .

**(j) Les matières azotées**

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. Les concentrations des formes oxydées de l'azote sont faibles,[34].



### (k) Les composés phosphorés

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Les composés phosphorés ont deux origines, le métabolisme humain et les détergents. Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions orthophosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates condensés ou sous forme d'ions phosphates condensés avec des molécules organiques. Les orthophosphates correspondent au groupement  $\text{PO}_4^{-3}$ , ces phosphates sont fixés facilement par le sol, leur présence dans les eaux souterraines est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration. Les polyphosphates sont utilisés comme agents de peptisation, d'émulsification, de dispersion, d'inhibition et sont utilisés dans des domaines aussi divers que les industries de poudres à laver, les industries agroalimentaires, les industries pharmaceutiques comme inhibiteurs de précipitation et de corrosion.

Puisque les effluents hospitaliers sont généralement chargés en détergents et en médicaments, ce paramètre de pollution serait intéressant à étudier.

### (l) Les métaux lourds

Les métaux lourds représentent un des paramètres de pollution les plus importants pour les effluents hospitaliers. En effet, de part certaines activités de soin comme les soins dentaires qui utilisent le plomb, les services radiologiques qui utilisent l'argent, et le mercure issu des thermomètres cassés utilisés dans tous les services de l'hôpital.

*Le mercure* est un métal liquide inodore, d'un blanc argent brillant. Il s'agit d'une substance toxique, persistante et bio-accumulative. Même à de très faibles concentrations, le mercure peut avoir des effets négatifs à long terme sur la santé des écosystèmes aquatiques et terrestres, ainsi que sur la santé humaine. En outre, le mercure n'est pas éliminé complètement des eaux usées par les stations traditionnelles d'épuration. En conséquence, lorsque des solutions utilisées dans les laboratoires ne sont pas identifiées adéquatement et jetées à l'évier par mégarde, elles contaminent les lacs et des eaux naturelles.

*L'argent* est l'un des produits les plus utilisés dans le traitement et le développement des surfaces photosensibles utilisés en radiologie. De ce fait, il se trouve très facilement dans les effluents de l'hôpital. Et puisque aucun traitement dans les STEP ne vise son élimination, il se trouvera aussi dans les milieux naturels. Son effet toxique n'est pas négligeable, c'est pour cela que dans les pays développés plusieurs normes relatives à son rejet sont établies.

## 2.2.3 Principaux résultats disponibles sur la caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers

Les effluents hospitaliers sont le plus souvent considérés par les gestionnaires comme similaires aux effluents domestiques. L'USEPA (United States Environmental Protection Agency)[25] souligne que les eaux usées provenant des hôpitaux sont essentiellement domestiques et peuvent être caractérisées par la concentration des paramètres globaux dans

les limites suivantes [7] :

$DBO_5$  : 50 à 400 mg/L

DCO : 150 à 800 mg/L

MEST : 60 à 200 mg/L

COT : 50 à 300 mg/L

Des polluants tels que métaux, et autres substances chimiques sont introduits dans le réseau d'assainissement des hôpitaux. Etant donné que les hôpitaux utilisent et rejettent un volume important d'eau, les polluants identifiés se diluent et se retrouvent à des concentrations souvent voisines de celles des effluents domestiques.

D'autres auteurs notent que les effluents hospitaliers présentent pour les paramètres globaux (MEST, DCO,  $DBO_5$ , NTK, Phosphore total) des caractéristiques tout à fait semblables à la moyenne de celles d'eaux résiduaires urbaines à l'exception des détergents qui présentent une concentration significativement plus élevée [7]. Le tableau 2.1 présente les différents résultats de la caractérisation physico chimique des effluents hospitaliers de nombreux hôpitaux français.

Paramètre	Valeurs
Ph	7.5-8.5
Résidu sec (mg/l)	1000-2000
MES totales (mg/l)	150-500
$DBO_5$ (mg/l)	100-400
DCO (mg/l)	300-1000
NTK (mg/l)	30-100
$N - NH_4^+$ (mg/l)	20-80
$N - NO_2^-$ (mg/l)	<1
$N - NO_3^-$ (mg/l)	<1
P(mg/l)	10-25
Détergents (mg/l)	6-13

TAB. 2.1 – Résultats des études antérieures concernant la caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers [7]

Cependant, en France, d'autres études visant la caractérisation physico-chimique des effluents hospitaliers, révèlent de façon quasi systématique la présence de molécules chlorées en concentrations élevées et de façon ponctuelle la présence de métaux lourds en particulier le mercure et l'argent [2]. Bien que les thermomètres de mercure ne soient plus en usage dans les hôpitaux des pays industrialisés, l'utilisation d'antiseptiques organomercuriels, facilite la présence de ce métal dans les rejets liquides des laboratoires médicaux. Des concentrations importantes en DCO ( $> 1\,900$  mg/L) et en  $DBO_5$  ( $> 700$  mg/L) ont été mesurées [7]. Des concentrations de glutaraldéhyde allant de 0,50mg/L à 3,72mg/L

sont mesurées dans les effluents liquides des hôpitaux [15].

D'autre part, les travaux réalisés par la Société Française d'hygiène hospitalière (SFHH) en 1991, ont mis en évidence la toxicité élevée des effluents hospitaliers, sans pouvoir expliquer l'origine de celle-ci. En 1994, la SFHH a piloté une importante étude sur trois hôpitaux de la région Rhône-Alpes. Les résultats de cette étude ont permis de confirmer la toxicité élevée des effluents hospitaliers et d'élaborer des hypothèses de travail quant à la provenance de cette toxicité [9]. L'hypothèse la plus retenue est celle portant sur la présence de rejets contenant des produits détergents, désinfectants.

## 2.3 Caractérisation radioactive des effluents hospitaliers

### 2.3.1 Estimation de la radioactivité

La radioactivité globale d'un échantillon est celle calculée à partir du résultat du comptage de l'échantillon et du rendement de mesure obtenu avec le radionucléide de référence dans les mêmes conditions opératoires (préparation, charge minérale, extrait sec, comptage).

La radioactivité est généralement différente de la somme des radioactivités effectives des radionucléides présents puisque par convention le même rendement de mesure leur est affecté. En général, le radionucléide de référence est pour :

- la radioactivité  $\alpha$  globale, le plutonium 239,
- la radioactivité  $\beta$ , le strontium 90 - yttrium 90 à l'équilibre.

La radioactivité globale  $\alpha$  et  $\beta$  est en général déterminée à partir d'un dépôt obtenu après évaporation. Il est important de connaître la valeur de cet extrait sec car les problèmes d'auto-absorption diminuent surtout le rendement  $\alpha$  et il est souhaitable de limiter le dépôt à 2 mg/cm<sup>2</sup> de surface pour les mesures  $\alpha$ , c'est pourquoi il est préférable d'évaporer la totalité des échantillons et de détruire la matière organique avant de procéder au comptage [23].

### 2.3.2 Les principaux radioisotopes utilisés en médecine nucléaire

Généralement, les hôpitaux utilisent des sources scellées et des sources non scellées. Les sources scellées utilisées en radiothérapie ne produisent pas de déchets. Par contre, les sources non scellées utilisées dans la recherche biologique et médicale, pour le diagnostic et la thérapeutique produisent des déchets radioactifs dont la nature et l'activité sont très diverses et varient avec l'application qui est fait des radioéléments [23]. A l'exception, des excréments des patients qui sont actuellement exemptes de la réglementation sur les déchets radioactifs, la plupart des établissements de santé ne rejettent plus leurs effluents radioactifs dans l'égout. Certaines institutions stockent l'urine des patients à qui <sup>131</sup>I avait été administré avant d'être rejeté à l'égout sanitaire. L'objectif de ces techniques est de réduire la radioactivité du médicament [7]. Un tableau donnant certaines caractéristiques des principaux radioéléments utilisés en médecine nucléaire, est donné dans l'annexe A.

## 2.4 Aspects réglementaires et normatifs

Contrairement à plusieurs pays industrialisés ou des normes relatives au rejet des effluents hospitaliers, la loi Algérienne ne comporte aucun texte de loi spécifique au 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 2.2 résume les valeurs limites des principaux paramètres de pollution.

Paramètre	unité	Valeurs Li- mites	Tolérances aux valeurs limites an- ciennes instal- lations
Température	°C	30	30
Ph	-	6.5-8.5	6.5-8.5
MES	mg/l	35	40
$DBO_5$	mg/l	35	40
DCO	mg/l	120	130
Substances toxiques bioaccumulables	mg/l	0.005	0.01
Huiles et graisses	mg/l	20	30
Cadmium	mg/l	0.2	0.25
Cuivre	mg/l	0.5	1
Mercure	mg/l	0.01	0.05

TAB. 2.2 – Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006 du Journal Officiel de la République Algérienne)

## 2.5 Conclusion

Dans ce deuxième chapitre, nous avons fait le tour des principaux paramètres de pollution utilisés pour déterminer le degré de pollution des eaux usées en général, et celui des effluents hospitaliers en particulier. Ensuite nous avons établis un état de l'art des différents résultats obtenus par des études antérieures. Cependant, nous remarquons que ces résultats ne sont pas tous unanimes, du moment où certains confirment l'hypothèse qui classe les effluents hospitaliers parmi les effluents domestiques, et d'autre pas.

Par conséquent, le rejet de ces effluents directement dans le réseau d'assainissement urbain pourra poser un vrai problème environnemental.

Afin de nous faire notre propre idée sur la question, nous vous proposons de consacrer le chapitre suivant, à la détermination des différents paramètres de pollution des effluents du complexe hospitalier de Ain Nâadja, et aux résultats des analyses effectuées.

# Chapitre 3

## Echantillonnage, Analyses, et discussions

---

Le traitement efficace d'un rejet liquide nécessite une bonne connaissance de la quantité, la qualité et des variations temporelles de la composition de l'effluent. Dans ce troisième chapitre, nous proposons dans un premier temps un aperçu sur les méthodes d'échantillonnage, les conditions dans lesquels s'effectuent les campagnes de prélèvement, ainsi que le transport et la conservation des échantillons. Ensuite il sera question des différents protocoles d'analyses utilisés pour caractériser les effluents hospitaliers sur les plans physico-chimique, et microbiologique. Par faute de temps et de moyens les caractérisations virologique et radioactive ne seront pas traitées. Notons que dans ce manuscrit, les protocoles proposés sont ceux établis par L'agence Française de la Normalisation (AFNOR). Pour finir, nous donnerons les résultats des différentes campagnes de prélèvement et leurs interprétations.

---

### 3.1 L'échantillonnage

L'échantillonnage est primordial car il conditionne la pertinence de l'analyse. Il doit être de qualité mais également représentatif de ce que l'on veut analyser. Chaque type d'eau possède sa propre procédure à respecter pendant le prélèvement de l'échantillon. En effet prélever un échantillon d'une rivière, d'un puit, d'une fosse septique, ou plus simplement du robinet ne peut se faire de la même manière. Dans notre cas, il s'agit de prélever des échantillons d'une eau usée. Pour ce, la littérature nous indique qu'en plus du respect des conditions de prélèvement, une attention particulière doit être accordée à l'agent préleveur. En effet, comme nous l'avons indiqué dans le premier chapitre, les effluents hospitaliers sont suspectés de contenir des sources de contaminations virales extrêmement dangereuses. Le port d'une combinaison protectrice, de masque et de gants serait le minimum de protection requis,[23].

De manière générale, l'échantillon doit être représentatif de la pollution du milieu, homogène, non altéré par des agents naturels ou humains. Afin de réaliser tout cela, il faut que le préleveur fasse le bon choix en ce qui concerne : le point d'échantillonnage, la fréquence d'échantillonnage, le type de flaconnage et la méthode de prélèvement.

### 3.1.1 Le point d'échantillonnage

Le point d'échantillonnage doit être situé à un endroit caractéristique de l'effluent où il y a suffisamment de turbulence pour assurer l'homogénéité du rejet. Lorsqu'il s'agit des cours d'eau naturels ou dans les canaux, il convient de se placer loin de toute cause naturelle ou humaine de perturbation apportée aux conditions de l'écoulement,[34].

Pour toutes ces raisons, le point de prélèvement qu'on a choisi est 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. En plus, le réseau d'assainissement de l'hôpital de Ain Naadja est conçu de manière à ce que les eaux pluviales ne soient pas déversées dans ce collecteur principal, ainsi, aucune dilution supplémentaire due aux eaux de pluies n'est envisageable.[34]

### 3.1.2 Les matériaux de flaconnage

La nature du matériau du récipient de prélèvement est importante, car celui-ci ne doit pas entrer en réaction avec l'eau à analyser, et ce pour éviter le passage en solution d'éléments chimiques entrant dans la composition du flacon ou fixation de certains ions de l'eau sur les parois du récipient. Le matériau idéal n'existe pas et l'emploi de tel produit plutôt que tel autre dépend de la nature des éléments à doser [34] :

- **le quartz** est le matériau le plus adapté pour la bonne conservation des échantillons mais s'avère très fragile,
- **le verre** et **le Pyrex** peuvent être employés sans problème pour le dosage des ions majeurs. Cependant, des oligo-éléments peuvent passer en solution dans l'eau (silice du verre et bore du Pyrex),
- **le polyéthylène** est souvent recommandé pour tout échantillonnage, surtout pour les prélèvements en vue de mesures d'éléments radioactifs. Relativement poreux vis-à-vis des gaz, on lui préfère cependant le verre pour le prélèvement et la conservation des eaux fortement chargées en gaz (la diffusion est cependant assez lente),
- les sachets de prélèvement en **polyvinyle** présentent l'avantage de ne servir qu'une seule fois, mais ils ont l'inconvénient de libérer du chlore si ces sachets restent trop longtemps exposés à la lumière.

### 3.1.3 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau

La littérature nous offre un grand choix en matière de méthodes de prélèvement. En effet, compte tenu des résultats attendus, de la nature du milieu (statique ou dynamique), et des informations préliminaires que possède le préleveur, celui-ci pourra choisir la méthode d'échantillonnage qui se rapproche le plus de ses objectifs,[34].

Apriori, nous pouvons classer les méthodes d'échantillonnage en méthodes ciblées et méthodes aléatoires. L'échantillonnage ciblé consiste à prélever des échantillons à des endroits où il y a présence de contaminant. L'échantillonnage aléatoire consiste à prélever à des endroits choisis au hasard,[23].

Les méthodes suivantes sont les plus citées dans la littérature [34] :

- **L'échantillonnage aléatoire simple** consiste à prélever au hasard sur un terrain, s'il s'agit d'un milieu statique (sol, résidus solide, etc.) ou à des périodes du temps, lorsqu'il s'agit d'un milieu dynamique (rejets liquides, cours d'eau, etc),
- **L'échantillonnage systématique** consiste à choisir le premier point au hasard et y ajouter une unité de longueur ou de temps choisie à l'avance. Cette unité doit être inchangée par la suite pour garder le caractère aléatoire de l'échantillon,
- **L'échantillonnage instantané** est composé d'une seule et courte prise permettant la connaissance de la qualité du milieu dans lequel le prélèvement avait lieu à un instant donné. Ce type de prélèvement est surtout préconisé lorsque le milieu est dynamique,
- **L'échantillonnage ponctuel** s'agit de prélever un échantillon représentatif d'un emplacement particulier, ce type d'échantillon est utilisé surtout pour l'analyse des sols (milieu statique),
- **L'échantillonnage composé** consiste à prélever dans le même contenant, plusieurs échantillons à des intervalles de temps ou à des distances variables en respectant l'égalité des proportions. Toutefois, on évite ce genre d'échantillons lorsqu'on suspecte des écarts importants entre les compositions des sous-échantillons. Ce type d'échantillonnage est applicable dans les milieux dynamiques et statiques.

Rodier dans [23] propose de classifier les méthodes de prélèvement en *manuel* et *automatique*. Les préleveurs automatiques présentent l'avantage de fournir des échantillons plus homogènes et plus représentatifs du milieu, en plus de la possibilité de les utiliser dans les milieux extrêmement contaminés. Ils sont préconisés pour l'échantillonnage composé, et systématique.

On a opté pour une méthode d'échantillonnage manuel et instantané puisque l'effluent qu'on étudie a un caractère évolutif, et pour avoir une meilleure appréciation des variations, nous avons multiplié les prélèvements.

### 3.1.4 Conditions générales de prélèvement et fréquence d'échantillonnage

La bonne planification de la campagne d'échantillonnage est nécessaire pour éviter les pertes et les erreurs. De manière générale, les échantillons d'eau doivent être prélevés dans des récipients propres et éventuellement stérilisés lorsqu'il s'agit d'un échantillon destiné à une analyse microbiologique, rincés plusieurs fois avec l'eau à analyser, puis fermés hermétiquement sans laisser de bulles d'air dans le flacon. Il est recommandé de prélever un échantillon différent pour chaque type d'analyse. Plusieurs éléments doivent être pris en compte lors de la planification d'une campagne d'échantillonnage, on cite les plus pertinents [23] :

- Etablissement d'une liste des paramètres qui devront être analysés,
- Localisation du site du prélèvement,
- Détermination des cycles et des heures du fonctionnement du procédé à analyser afin de faire l'échantillonnage pendant ce temps,
- Détermination du type du réseau des rejets (combiné ou séparatif),
- Une visite préliminaire au site pour déterminer les moyens et les conditions de transport des échantillons, l'accessibilité aux rejets, la disponibilité et l'équipement



de sécurité requis.

Les prélèvements se font au collecteur principal à une fréquence de deux échantillons par jour, deux à trois fois par semaine. Le premier échantillon est effectué entre 9h et 10h30, le deuxième entre 12h et 14h30. Le premier prélèvement est effectué juste après le commencement des opérations de nettoyage des locaux (utilisation de détergents), et le commencement des autres activités, y compris les activités de soin ordinaires, et celles de recherche.

Le deuxième prélèvement est pris après plusieurs heures d'activité, il est sensé nous informer sur la vitesse avec laquelle la charge polluante évolue.

Il serait intéressant aussi de prendre un prélèvement un jour de repos ou les activités sont minimales.

Pendant le prélèvement nous avons pris le soin de rincer le flacon plusieurs fois avec l'eau à prélever afin de limiter les risques de contamination avec les désinfectants et les stérilisant utilisés pour nettoyer le flacon.

### 3.1.5 Transport et Conservation des échantillons

Le fait de prélever un échantillon d'eau et de le séparer de son milieu naturel entraîne des modifications plus ou moins importantes selon les paramètres. Certains peuvent être considérés comme stables à l'échelle de temps à laquelle on travaille, mais d'autres varient très rapidement : la température, la conductivité, le pH et les gaz dissous, enfin les nitrates et les sulfates. Une variation de température entraîne une modification des constantes d'équilibres des éléments en suspension. Pour établir de nouveaux équilibres à la nouvelle température ambiante, diverses réactions chimiques se produisent qui peuvent entraîner la précipitation de sels, favoriser la mise en solution de gaz. Toutefois, une température basse (environ 4°C) bloque l'évolution des réactions.

La mise en contact avec l'air et la décompression sont également responsable de changements au sein de la solution. Chaque espèce ionique participe à la conductivité totale d'une solution. Aussi, toute modification des équilibres chimiques, donc des proportions relatives des éléments dissous, entraîne un changement de conductivité. Le CO<sub>2</sub> en solution tend d'autant plus à s'échapper que la température de l'eau est plus élevée. Un départ de CO<sub>2</sub> peut provoquer la précipitation de carbonate, qui à son tour modifie le pH. Les nitrates et les sulfates peuvent être réduits par l'activité bactérienne.

C'est pour cela que certaines mesures doivent être faite in situ, d'autres ont besoin de conditions de conservation bien précises.[23] Dans le tableau 3.1 nous résumons les conditions de conservation des échantillons selon la norme établie par l'Agence Française de la Normalisation (AFNOR).

Élément à analyser	Récipient	Conservateur à utiliser	Volume min de prélèvement	Température de conservation	Effectuer la mesure avant
DBO	Polyéthylène ou verre	Rien	1L	4°C	24h
DCO	Polyéthylène ou verre	Acide sulfurique q.s.p pH<2	100 mL	4°C	24h +obscurité
Oxygène dissous	Verre borosilicaté	Mesure in situ de préférence	300 mL	4°C	24h +obscurité
pH	Polyéthylène ou verre	Mesure in situ de préférence	-	4°C	24h +obscurité
Conductivité	Polyéthylène ou verre	Mesure in situ de préférence	-	4°C	48h +obscurité
Turbidité	Polyéthylène ou verre	-	100 mL	4°C	24h +obscurité
Nitrates	Polyéthylène ou verre	Rien	-	4°C	48h +obscurité
Nitrites	Polyéthylène ou verre	Rien	-	4°C	48h +obscurité
Radioactivité	Polyéthylène	Rien	1L	-	15 Jours
Chlorures	Polyéthylène ou verre	Rien	100 mL	-	15 Jours
Métaux lourds sauf mercure	Polyéthylène ou verre	Acide nitrique q.s.p pH<1.5	-	-	2 mois
Mercure	Verre borosilicaté	Acide nitrique q.s.p pH<0.5 + permanganates de potassium	-	-	1 mois
Coliformes totaux	Polyéthylène ou verre	Flacons stériles	250 mL	4 °C	24h +obscurité
Coliformes Fécaux	Polyéthylène ou verre	Flacons stériles	250 mL	4 °C	24h +obscurité
Streptocoques Fécaux	Polyéthylène ou verre	Flacons stériles	250 mL	4 °C	24h +obscurité

TAB. 3.1 – Conditions de conservation des échantillons [23]

## 3.2 Phase expérimentale

Dans cette section nous allons donner le mode opératoire suivi pour détecter les différents paramètres de pollution définis dans le précédent chapitre. Il sera question de détailler le protocole d'analyse suivi, le matériel et le réactifs utilisés, ainsi que les consignes supplémentaires de conservation et de transport de l'échantillon.

### 3.2.1 Caractérisation microbiologique des effluents hospitaliers

#### (a) Conditions générales de prélèvement, de transport et de conservation

Comme mentionné précédemment, un examen bactériologique ne peut être valable que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé, dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis évitant toute contamination accidentelle, correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai dans des conditions satisfaisantes. On entend par tout cela, que le récipient utilisé doit assurer une fois bouché, une protection totale contre toute contamination. On peut utiliser des récipients en verre borosilicaté à bouchage émeri. Avant l'usage ces flacons doivent être soigneusement lavés, puis rincés car il ne doit rester aucune trace d'un éventuel détergent ou antiseptique. Le bouchon émeri destiné à la fermeture après le prélèvement est lavé, rincé, séché, puis enveloppé séparément dans un morceau de papier filtre. Il est souhaitable de disposer chaque flacon dans un étui métallique adapté à sa taille, pour assurer sa protection durant le transport. [23]

La teneur initial en germes des eaux risque de subir des modifications dans le flacon, après le prélèvement. C'est pour cela que toute analyse doit être effectuée le plus rapidement possible. La norme NF T 90-420 de l'AFNOR, indique que les échantillons doivent être maintenus à une température comprise entre 1°C et 4°C dès leur prélèvement. Ils doivent être remis le jour même au laboratoire chargé des analyses. En absence de prescriptions particulière l'ensemencement doit être effectué le plus rapidement possible. [23]

#### (b) Méthode générale de dénombrement en milieu liquide par détermination du nombre le plus probable NPP

##### (a.1) Principe de la méthode

Cette méthode est une estimation statistique du nombre de micro-organismes supposés distribués dans l'eau de manière parfaitement aléatoire (loi de poisson). Dans ce type de méthodes, les bactéries se multiplient librement dans le milieu liquide. En cas de présence, l'ensemble du milieu liquide inoculé vire à la positivité (trouble ou virage de l'indicateur). Un jugement quantitatif est possible en jouant sur les volumes de la prise d'essai. [23]

La précision s'accroît avec le nombre de replicats par dilution si bien que les microplaques de 12x8 puits sont très bien adaptées à la méthode celle-ci permet, en fonction du nombre de tubes du nombre de tubes ou puits positifs dans chaque série, d'indiquer la valeur statistiquement la plus probable : *nombre le plus probable (NPP)*. [23]

**(a.2) Méthodologie**

En pratique, on ensemence des dilutions successives de l'eau à analyser (par exemple  $10^0$ ,  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ), à raison de 3 à 5 tubes de milieu de culture liquide par dilution. On notera le nombre de tubes inoculés présentant une culture visible indiquant la présence d'au moins un micro-organisme (par exemple 3/3, 1/3 et 0/3 tubes positifs). Il s'agit d'une méthode quantique (absence ou présence de cultures) et non de type énumératif (comptage des colonies). A forte concentration tous les tubes inoculés ont reçus plusieurs micro-organismes, puis à l'approche d'une dilution dite limite, variable selon la concentration de la suspension initiale, certaines unités inoculées n'ayant pas reçus de micro-organismes apparaîtront négatives, tandis que d'autres positives en auront reçu un seul ou plus. La loi de poisson (probabilité d'apparition des événements dits rares) estime la probabilité que plus d'un micro-organisme soit responsable d'une réaction positives aux dilutions auxquelles des cultures négatives commencent à apparaître (zone de transition).[23]

$$P(x) = \frac{m^x}{x!} e^{-m}$$

$P(x)$  = Probabilité de  $x$  individus par unité de volume.  $m$  = Moyenne égale à la variation de  $\sigma^2$  dans cette distribution binomiale positive particulière. Mc Grady puis De man ont proposé le calcul mathématique de l'estimation du NPP de micro-organismes initialement présents dans la suspension, fondé sur un modèle de distribution de Poisson. Le NPP est donné par la résolution de l'équation [23] :

$$\sum (n_i - p_i)v_i = \sum \frac{p_i m_i e^{-v_i d}}{1 - e^{-v_i d}}$$

$n_i$  = Nombre de tubes par dilution.

$p_i$  = Nombre de tubes positives à cette dilution.

$v_i$  = volume inoculé par tube.

$d$  = estimation du NPP.

Cette formule a permis d'obtenir une table indiquant la valeur statistiquement la plus probable et son intervalle de confiance pour un système d'ensemencement donné (voir l'annexe B).

**(a.3) Systèmes d'ensemencement**

Dans les systèmes proposés ci-dessous, les volumes prescrits d'ensemencement atteignent 10 ml, or il n'est pas possible d'inoculer à un milieu de culture plus de 10% de son volume sans risquer de modifier du fait de la dilution, les conditions de cultures [23]. Aussi, est il préférable d'user d'une artifice en préparant des milieux à double concentration ou tous les ingrédients ont été introduits en concentration double sue celle prescrite dans la formule. L'adition à un tel milieu concentré d'un volume égal d'échantillon d'eau à analyser rétablit la concentration normale d'utilisation [23].

Le système d'ensemencement retenu dans ce manuscrit, est le suivant : Trois tubes munis de cloches de Durham sont ensemencés avec chacun 10ml d'eau, trois autres à 1ml

d'eau, et trois autres à 0.1 ml d'eau (soit 1ml d'eau diluée au 1/10).

Il existe plusieurs autres systèmes d'ensemencement, à titre d'exemple nous citons le système qui se compose de cinq tubes par série au lieu de trois, ou le système composé d'un tube ensemencé avec 50 ml d'eau, cinq tubes à 10ml chacun, et cinq autres à 1ml.[23]

Le choix du système d'ensemencement à utiliser n'est pas fortuit, il dépend de la concentration présumée en micro-organismes dans l'eau à analyser, et de l'intervalle de confiance souhaité. [23] Lorsque la période d'incubation est terminée, il faut dénombrer dans chaque série le nombre de tubes positifs. Les éventualités les plus courantes, le nombre le plus probable de micro-organismes contenus dans 100ml de l'échantillon analysé, ainsi que les limites inférieurs et supérieurs en deçà et au-delà desquelles il n'y a que 5% de chances d'obtenir des valeurs, pour le systèmes d'ensemencement choisi, sont donnés dans l'annexe B.

### (a) Dénombrement des coliformes

Nous utilisons le système d'ensemencement énoncé plus haut (système à trois tubes). Le dénombrement des coliformes, se fait en deux étapes importantes, à savoir : une étape d'inoculation et une étape de repiquage sur milieu de confirmation. Le mode opératoire de ce dénombrement est le suivant :

#### Première étape : *inoculation*

On ajoute à chacun des neuf tubes du système d'ensemencement quelques gouttes de bouillon lactosé qu'est de loin le milieu d'inoculation le plus utilisé.[23] Après inoculation, on agite afin d'homogénéiser le contenu des tubes sans faire pénétrer de l'air dans la cloche de Durham. Les tubes sont placés dans une étuve à 37°C pendant 24 heures. On procède à une première lecture après cette incubation. On considère comme *positifs*, les tubes où se produit simultanément un trouble dans toute la masse liquide et un dégagement de gaz dans la cloche. On repique chaque tube positif dans le milieu de confirmation, et on incube à nouveau les tubes *négatifs* durant 24 heures. On procède alors à une nouvelle lecture et au repiquage des tubes devenus *positifs*.

#### Deuxième étape : *repiquage sur milieu de confirmation*

Chacun des tubes *positifs* de la première étape, est repiqué avec du bouillon lactosé bilité au vert brillant (BLBVB), et incubé dans une étuve à 37°C, en vue du dénombrement des coliformes totaux et éventuellement un second tube de ce milieu pour incubation à 44°C pour le dénombrement des coliformes fécaux. Pour dénombrer les E-Coli on ajoute quelques gouttes du réactif de Kovacs. La réaction est positive si un anneau rouge apparaît. [23]

On procède à la lecture à la 24<sup>e</sup> heure, puis à la 48<sup>e</sup>, à la lecture des tubes *positifs* permettant de calculer le NPP. Sont considérés comme positifs : les tubes au vert brillant ou se manifestent une croissance bactérienne et un dégagement de gaz dans la cloche de Durham. Le NPP est retrouvé à partir du tableau de l'annexe B.

### (b) Dénombrement des streptocoques fécaux

Il se fait en deux étapes : une étape de résumption et étape de confirmation.

#### *Test présomptif*

On ensemence le système à neuf tubes avec le milieu de Roth, en utilisant soit du milieu à double concentration pour les ensemencements de 10ml, soit du milieu à simple concentration pour les ensemencements de 1ml d'eau ou de dilution de l'eau. On homogénéise le contenu des tubes par une soigneuse agitation. Les tubes sont ensuite incubés à 37°C, et examinés après 24 et 48 heures. Les tubes présentant un trouble microbien pendant cette période sont présumés contenir un streptocoque fécal et sont soumis au test confirmatif.[23]

#### *Test de confirmation*

Les tubes positifs sont repiqués sur le milieu de Litsky, et incubés à 37°C pendant 24 à 48 heures. La présence d'un trouble microbien confirme la présence d'un streptocoque fécal. Parfois, la culture s'agglomère au fond du tube en fixant le colorant et en formant une pastille violette de signification identique à celle du trouble. La lecture finale du nombre le plus probable de germes par 100ml d'eau analysée est effectuée sur la table de l'annexe B.

Les résultats de la caractérisation micro-biologique que nous avons effectué sont donné dans le tableau 3.2.

## 3.2.2 Caractérisation physico chimique des effluents hospitaliers

### (a) Les mesures in situ

Les mesures in situ sont très importantes, car elles nous permettent de donner première estimation de la qualité du milieu. La température, le pH, la conductivité, l'alcalinité et l'oxygène dissous doivent être mesurés in situ. En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions de milieu et susceptible de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés sur site.

L'idéal est d'effectuer les mesures en continu (sauf l'alcalinité qui se mesure par titration), mais il faut veiller à ne pas aérer l'eau (risque de précipitation d'éléments en solution, oxygénation).

#### (a.1) La mesure du pH

L'objectif de mesurer le pH est de déterminer l'acidité de l'eau c'est à dire sa 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.

Pour notre cas, on a utilisé un kit portatif permettant de réaliser à la fois une mesure du pH, de la conductivité, des TDS et de la température. Pour effectuer la mesure qu'il faut il suffit juste de régler l'appareil sur la fonctionnalité voulue.

Les normes internationales préconisent l'utilisation de ces kits 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 se met sur la fonction pH mètre, et 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.

### **(a.2) La mesure de la température**

Elle se fait avec le même kit portatif réglé sur la fonction *mesure de la température*. Pour effectuer une bonne mesure, il faut effectuer plusieurs essais, et il faut rincer la sonde après chaque utilisation.

### **(a.2) Conductivité électrique et TDS**

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.

On a mesuré la conductivité in situ, avec le même kit portatif qu'on a utilisé pour la mesure du pH puisque celui-ci présente plusieurs fonctionnalités. Pour ce après l'avoir réglé sur le mode mesure de conductivité, on a suivi les étapes suivantes :

- Calibrer l'appareil avant la sortie sur le terrain en suivant les instructions du constructeur. un échantillon de l'eau à tester dans un récipient adéquat. 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. plusieurs mesures sur des échantillons différents du même site en rinçant la sonde à l'eau distillée après chaque mesure.

Pour la mesure des TDS (total dissolved solids), on utilisé le même kit portatif réglé sur la fonction *mesure TDS*.

**(b) Les analyses physico-chimiques effectuées au laboratoire****(b.1) La mesure de la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

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 DBO<sub>5</sub> 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 DBO<sub>5</sub>.

La DBO<sub>5</sub> est la masse d'oxygène moléculaire (exprimée en mg) utilisé 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 DBO<sub>5</sub> peut être mesurée par une méthode chimique, par exemple en utilisant un kit colorimétrique, ou par une méthode manométrique. Pour une question de disponibilité, c'est cette dernière méthode qu'on a utilisée.

La méthode est simple, on fait incuber à 20°C et dans l'obscurité pendant 5 jours des flacons de 1L de l'échantillon à analyser. Les flacons doivent être hermétiques, reliés à des manomètres avec colonne de mercure. La consommation de l'oxygène en condition aérobie est suivie par une dépression sur les colonnes de mercure. Le CO<sub>2</sub> produit au cours de l'incubation est éliminé grâce à un piège de soude ou potasse disposé dans les bouchons des flacons. Les résultats sont exprimés en mg/L.

**(b.2) La mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène nous renseigne sur 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.

Pour ce on a besoin d'un photomètre UV visible, pour travailler à 600 nm, d'un réactif de digestion qu'on prépare de la manière suivante :

1. Dissoudre 10.216g de  $K_2Cr_2O_7$ , préalablement chauffé à 103°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.
3. 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 2ml réactif de digestion + 1ml réactif d'acide sulfurique dans des tubes spécifiques, après le 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 (heating) s'allume,
4. ajouter 2ml 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  $\lambda=600\text{nm}$ ,
9. la DCO de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage 3.1.

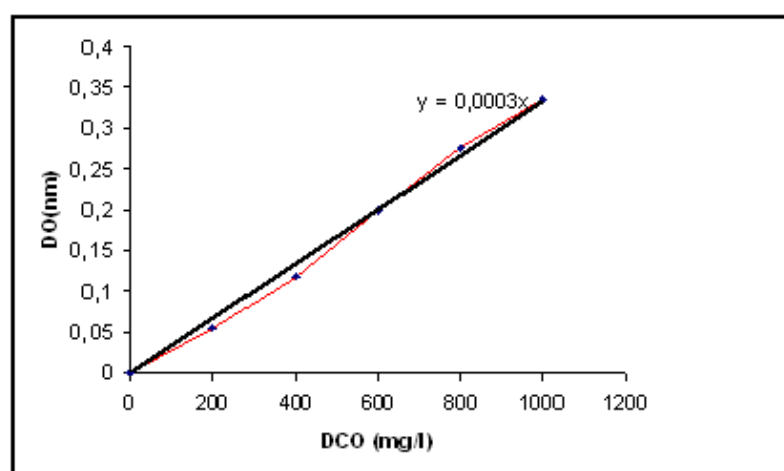


FIG. 3.1 – Courbe d'étalonnage de la DCO

### (b.3) La mesure de la turbidité

La turbidité correspond à la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Sa mesure par des méthodes instrumentales est réservée au laboratoire. Pour ce, la turbidité est mesurée avec un turbidimètre. La turbidité correspond à une comparaison de la lumière diffusée et de la lumière transmise par l'échantillon d'eau et par une gamme étalon constituée de solutions de formazine selon la norme en vigueur. La mesure de la lumière diffusée est significative pour les eaux de faible turbidité non visible à l'il nu. La mesure de la lumière transmise est significative pour les eaux de turbidité visible à l'il nu et pour les eaux de faible turbidité contenant des substances qui ne diffusent pas. La mesure de la turbidité peut se faire après au maximum 24h du prélèvement, à condition que l'échantillon soit conservé dans l'obscurité à 4°C.

### (b.4) Les chlorures

On a effectué le dosage des chlorures grâce à un kit rapide permettant d'éviter la lourdeur des manipulations au laboratoire, qui nous permet de mesurer les chlorures dans une gamme de 10 à 400 mg/l. Pour ce, la procédure est simple :

1. On verse l'eau à analyser dans le tube à essai jusqu'à un volume de 10ml,
2. on ajoute cinq gouttes de chromates de potassium et agiter,
3. on ajoute goutte à goutte le nitrate d'argent 10-400 mg/l, jusqu'au virage du jaune à l'orange/marron,
4. La concentration en chlorures s'exprime en mg/l de  $Cl^-$  et est égale à 10 fois le nombre de gouttes versées.

### (b.5) Le dosage des nitrites

Pour doser les nitrites on a utilisé la méthode au réactif de diazotation (normes AF-NOR NF T 90 013). Pour ce on a besoin d'un photomètre UV visible, pour travailler à 537 nm, et d'un réactif de diazotation. Pour préparer le réactif de diazotation, on a besoin des réactifs suivants :

- Acide orthophosphorique ( $H_3PO_4$ ).
- Sulfaniamide ( $C_6H_8O_2N_2S$ ).
- Dichlorure de N-(1-naphty) éthylène diamine ( $C_{10}H_7NHCH_2CH_2, 2HCl$ ).

Le réactif de diazotation est préparé comme suit :

- à 800ml d'eau distillée, ajouter 100ml d'acide orthophosphorique concentré, et 40g de Sulfaniamide,
- après dilution, ajouter 2g de Dichlorure de N-(1-naphty) éthylène diamine,
- compléter à 1000ml avec de l'eau distillée.

Pour le dosage des nitrites on suit la procédure suivante :

1. Prendre 50ml de l'échantillon à analyser,
2. ajouter 1ml de réactif de diazotation,
3. attendre 10mn pour le développement de la couleur rose,
4. effectuer la lecture sur le photomètre à  $\lambda=537nm$ ,
5. la teneur en nitrites de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage 3.2.

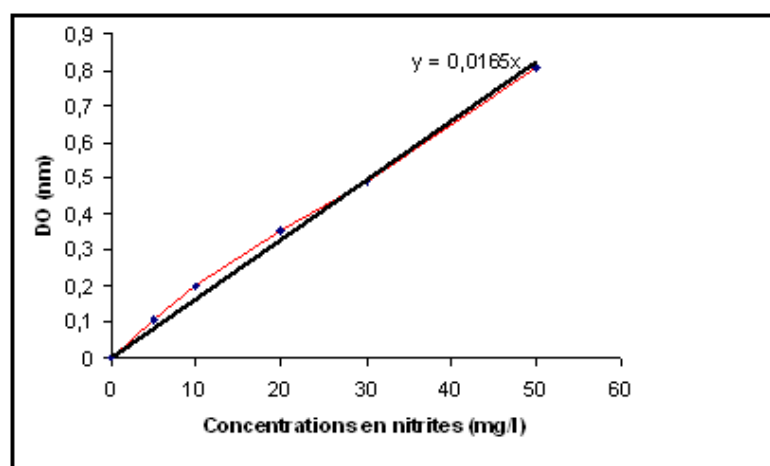


FIG. 3.2 – Courbe d'étalonnage des nitrites

### (b.6) Le dosage des nitrates

La méthode utilisée pour le dosage des nitrates, est la méthode au réactif Sulfofunique (normes AFNOR NF T 90 012). Le dosage des nitrites se fait par colorimétrie dans un photomètre UV visible.

Pour préparer le réactif Sulfofunique, on fait Dissoudre 12g de phénol dans 140ml d'acide sulfurique dans un bain marie. La procédure à suivre pour le dosage des nitrates est la suivante :

1. Prendre 5ml de l'échantillon à analyser, le faire évaporer à sec,
2. laisser refroidir et ajouter 2ml du réactif Sulfofunique,
3. attendre 10mn, puis ajouter 10ml d'eau distillée et 15ml d'ammoniac qui développe la couleur jaune,
4. compléter à 500ml avec de l'eau distillé,
5. effectuer la lecture sur le photomètre à  $\lambda=440\text{nm}$ ,
6. la teneur en nitrates de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage 3.3 .

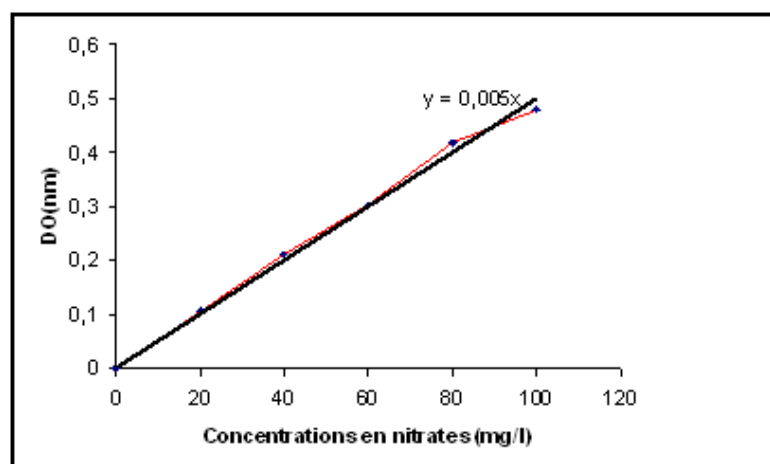


FIG. 3.3 – Courbe d'étalonnage des nitrates

### (b.7) Le dosage des métaux lourds

Le dosage des métaux lourds se fait par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA). Cette technique s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis très longtemps [23] . Il est important de noter que pour éviter tout risque d'adsorption des ions métalliques sur les parois du récipient dans lequel l'échantillon est conservé, ainsi que certaines précipitations, il faut y introduire 2mL d'acide chloridrique ou nitrique.

Le principe de la méthode est simple, lorsque les atomes d'un éléments ont été excités, leur retour à l'état fondamental, s'accompagne de l'émission de photons de fréquence F

bien définie. Le même élément, dispersé à l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'adsorber tout rayonnement de même fréquence  $F$  [23]. Il en résulte une adsorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré par une relation de la forme :

$$\log \frac{I_0}{I} = KLC$$

$I_0$  = Intensité de la radiation incidente.

$I$  = Intensité de la radiation après traversée de la flamme.

$L$  = Longueur du chemin optique.

$C$  = Concentration dans la solution de l'élément considéré.

L'appareillage utilisé comprend essentiellement :

- Un générateur de photons destiné à fournir un flux de photons d'intensité constante et de fréquence bien définie correspondant à l'élément à doser.
- Un générateur d'atomes.
- Un monochromateur simple, destiné à sélectionner la longueur d'onde.
- Un récepteur accordé à un amplificateur.

### 3.3 Résultats de la campagne de prélèvement

	<b>Le Dim 10.06.07 à 10h30</b>	<b>Le Dim 17.06.07 à 11h30</b>	<b>Le Dim 17.06.07 à 14h15</b>	<b>Le Mer 20.06.07 à 09h15</b>	<b>Le Mer 20.06.07 à 11h30</b>
<b>pH</b>	6.97	7.14	7.38	7.81	7.68
<b>Température (°C)</b>	23.6	24.9	24.2	25.1	24.6
<b>Conductivité (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	1309	1390	1494	1920	1403
<b>Chlorures (mg/l)</b>	200	160	180	360	160
<b>TDS (ppm)</b>	655	698	730	962	702
<b>Nitrates (mg/l)</b>	3.5	1.4	3.2	3.68	2.46
<b>Nitrites (<math>\mu\text{g}/\text{l}</math>)</b>	231.42	224.85	146.42	123.33	100.97
<b>DCO (mg/l)</b>	211.33	175.66	289.67	174.11	268.66
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b>	124	95	185	105	125
<b>Turbidité (NTU)</b>	42.35	37.44	28.98	135	48.85

TAB. 3.2 – Résultats de la caractérisation physico-chimique des échantillons prélevés

	<b>Le Dim 10.06.07 à 10h30</b>	<b>Le Dim 17.06.07 à 11h30</b>	<b>Le Dim 17.06.07 à 14h15</b>	<b>Le Mer 20.06.07 à 09h15</b>	<b>Le Mer 20.06.07 à 11h30</b>
<b>Coliformes totaux(NPP dans 100 ml)</b>		$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$
<b>Coliformes Fécaux(NPP dans 100 ml)</b>		$1.1 * 10^5$	$1.1 * 10^5$	$1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$
<b>Streptocoques Fécaux(NPP dans 100 ml)</b>		$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$
<b>E-Coli</b>		$1.5 * 10^4$	$2.1 * 10^4$	$\geq 1.1 * 10^5$	$\geq 1.1 * 10^5$

TAB. 3.3 – Résultats de la caractérisation micro-biologique des échantillons prélevés

### 3.4 Interprétation des résultats

Afin de pouvoir comparer les résultats obtenus lors de notre campagne d'échantillonnage (tableaux 3.23.3), avec ceux obtenus par les études antérieures cités dans la section 2.1 et les normes Algériennes en vigueur (tableau 2.2), nous vous proposons le tableau récapitulatif 3.4

D'après ce tableau nous remarquons que :

- La température et le pH sont conformes à la norme en vigueur et aux résultats obtenus par les études antérieures.
- La valeur de la concentration en nitrites est similaire à celle citée dans l'état de l'art. En revanche la concentration en Nitrates que nous avons obtenue est nettement plus supérieure que celle obtenue par les études antérieures.
- Les résultats des analyses bactériologiques indiquent une charge importante en micro-organismes, ce qui est conforme aux résultats obtenus par d'autres études.
- Pour les paramètres de pollution organique (DCO -  $DBO_5$ ), nous avons trouvé des résultats semblables à ceux trouvés par des études antérieures, toutefois ils dépassent largement les valeurs limites de la réglementation algérienne.

D'autre part, et selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) [23], une concentration en Chlorures de 250mg/l est admissible pour les eaux potables. Et étant donné que la concentration en chlorures qu'on a obtenue lors de notre campagne se situe entre 160 et 360 mg/l, alors nous pouvons déduire que cette concentration est dans les normes.

	Résultats de la compagne	valeurs limites de la régle- mentation algérienne	Résultats des études antérieures	normes OMS
<b>pH</b>	6,97 - 7,81	6,5-8,5	7,5-8,5	6,5-8,5
<b>Température (°C)</b>	23,6 - 25,1	30	-	10
<b>Nitrates(mg/l)</b>	1,4 - 3,68	-	<1	10 (N)
<b>Nitrites(<math>\mu</math>g/l)</b>	0,1 - 0,23	-	<1	1000
<b>DCO(mg/l)</b>	174 - 290	120	300-1000/150- 800	
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b>	95 - 185	35	100-400/50-400	
<b>Coliformes totaux (NPP dans 100 ml)</b>	$\geq 1.1 * 10^5$	-	$2.05 * 10^7$	0
<b>Coliformes Fécaux (NPP dans 100 ml)</b>	$\geq 1.1 * 10^5$	-	$1.92 * 10^7$	0
<b>Streptocoques Fécaux (NPP dans 100 ml)</b>	$\geq 1.1 * 10^5$	-	$9 * 10^5$	0

TAB. 3.4 – Tableau récapitulatif des différents résultats

### 3.5 Conclusion

Dans le présent chapitre, nous avons présenté le mode opératoire ainsi que les résultats de la caractérisation physico-chimique et bactériologique des effluents hospitaliers de l'hôpital central de l'armée de Ain Nâadja.

D'après les résultats obtenus, nous pouvons remarquer que les paramètres de pollution organique sont élevés et qu'un prétraitement s'impose.

Dans le chapitre 4, nous allons justifier pourquoi notre choix a porté sur le traitement par électrocoagulation. Nous allons aussi expliquer les principes de la méthode, et le fonctionnement du pilote d'électrocoagulation. Pour finir, nous allons effectuer plusieurs manipulations afin d'optimiser les paramètres opératoires pour la diminution de la charge en DCO.

# Chapitre 4

## Traitement des effluents hospitaliers par électrocoagulation

---

Après avoir déterminé les différents paramètres de pollution régissant les effluents hospitaliers de l'hôpital central de l'armée (Ain Nâadja), nous vous proposons dans le présent chapitre une méthode de traitement basée sur l'électrocoagulation. Pour ce, nous commencerons par donner quelques notions préliminaires relatives à la technologie de l'électrocoagulation, puis nous expliquerons pourquoi cette méthode très en vogue, est parfaitement adaptée aux effluents étudiés. Pour finir, nous présenterons les différents résultats des analyses après traitement, et nous évaluerons l'apport de la méthode.

---

### 4.1 L'électrocoagulation

#### 4.1.1 Définition

L'électrocoagulation est une technologie électrochimique du traitement des eaux résiduaires, qui trouve à l'heure actuelle une popularité accrue [35].

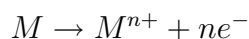
Le réacteur d'électrocoagulation est défini comme une cellule électrochimique composée d'électrodes. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, l'anode subit une oxydation et génère in situ un coagulant [36]. Celui-ci permet la neutralisation des agents polluants présents dans les effluents [35, 36].

#### 4.1.2 Principe

L'électrocoagulation consiste à coaguler les polluants grâce à une électrolyse à anode métallique suite au passage d'un courant électrique.

Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en métal soumises à un courant continu sont les suivantes [37] :

**A l'anode** : le métal est oxydé suivant la réaction :



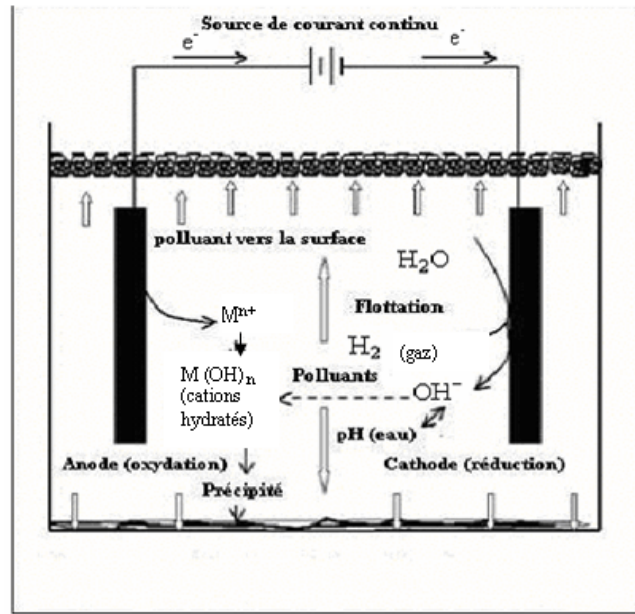
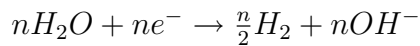


FIG. 4.1 – Schéma du procédé d'électrocoagulation [35]

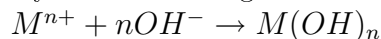
M : Matériel de l'anode

n : Nombre d'électrons mis en jeu (oxydation / réduction)

**A la cathode** : l'eau est réduite suivant la réaction :



Les ions métalliques libérés à l'anode, se complexent aux ions hydroxydes libérés par l'électrolyse de l'eau et génèrent des hydroxydes de métal, selon la réaction suivante :



Ces hydroxydes de métal sont insolubles et jouent le rôle de coagulant et réagissent avec les matières en suspension et/ou les colloïdes, d'où élimination des polluants.

Généralement, pour la dépollution des eaux usées, on utilise des électrodes en aluminium ou en fer.

Dans le cas de l'aluminium, la formation du coagulant  $Al(OH)_3$  passe par la formation et la transformation de divers espèces monomériques, tel que  $Al(OH)_4^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^+$ ,  $Al(OH)_4^-$ , et polymériques, tel que  $Al_2(OH)_2^+$ ,  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ ,  $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ ,  $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$  [38].

De même que pour les électrodes en fer, la formation du coagulant  $Fe(OH)_3$ , passe par la formation et la transformation de divers espèces qui sont  $Fe(H_2O)_6^{3+}$ ,  $Fe(H_2O)_5(OH)^{2+}$ ,  $Fe(H_2O)_4(OH)_2^+$ ,  $Fe(H_2O)_8(OH)_2^{4+}$ ,  $Fe(H_2O)_6(OH)_4^{4+}$  [38].



### 4.1.3 Domaine d'application

Le traitement par électrocoagulation offre la possibilité d'épurer les eaux usées de leur contenu en métaux lourds (chromes, zinc, plombs, ..) [37], en hydrocarbures [39] et en composés organiques récalcitrants à la dégradation, tels que les halobenzènes, les pesticides, mais aussi permet l'élimination des matières en suspension [38] et des colloïdes [39].

Cette technique est utilisée également pour l'élimination des colorants et des pigments dans l'industrie textile [37]. D'autres auteurs citent son emploi dans la séparation des gouttelettes lipidiques à partir des émulsions huileuses [39].

### 4.1.4 Technologie de l'électrocoagulation

Dans la forme la plus simple, un réacteur d'électrocoagulation est constitué d'une cellule électrolytique comprenant une anode et une cathode, reliée à un générateur [38].

Selon Mollah et al [38], ce type de dispositif pose des problèmes d'exploitation pour le traitement des eaux usées ; la vitesse de dissolution du métal n'est pas appréciable et il est nécessaire d'utiliser des électrodes à grande surface. Pour augmenter la surface spécifique, Mollah et al [38] incitent à utiliser plusieurs électrodes connectées en série ou en parallèle.

#### (a) Monopolaire série

La cellule d'électrocoagulation est constituée de électrodes monopolaires montées en série, les' électrodes externes sont reliées à un générateur alors que les autres électrodes sont interconnectées entres elles [38].

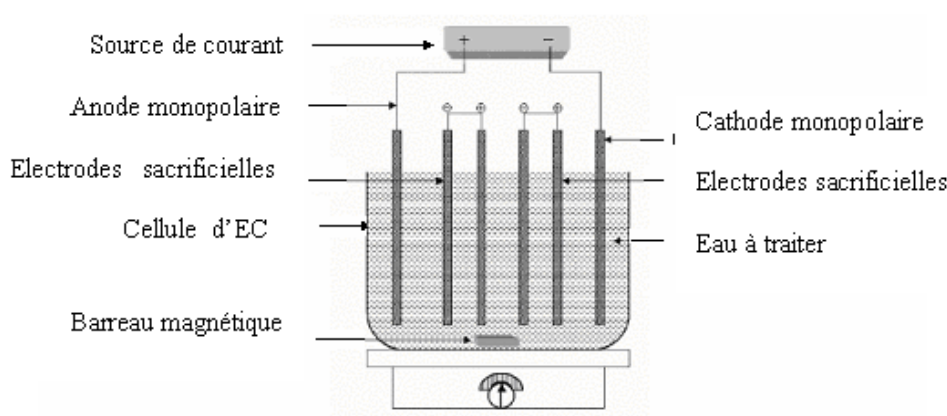


FIG. 4.2 – Configuration série [35]

Cependant, ce type de procédé présente l'inconvénient de nécessiter une différence de potentiel élevée pour assurer le bon fonctionnement de la cellule, car celle-ci présente une résistance électrique plus élevée [38].

**(b) Monopolaire parallèle**

La cellule d'électrocoagulation est constituée de paires de plaques de métaux conducteurs placées entre deux électrodes parallèles et qui sont reliées à une source de courant [38]

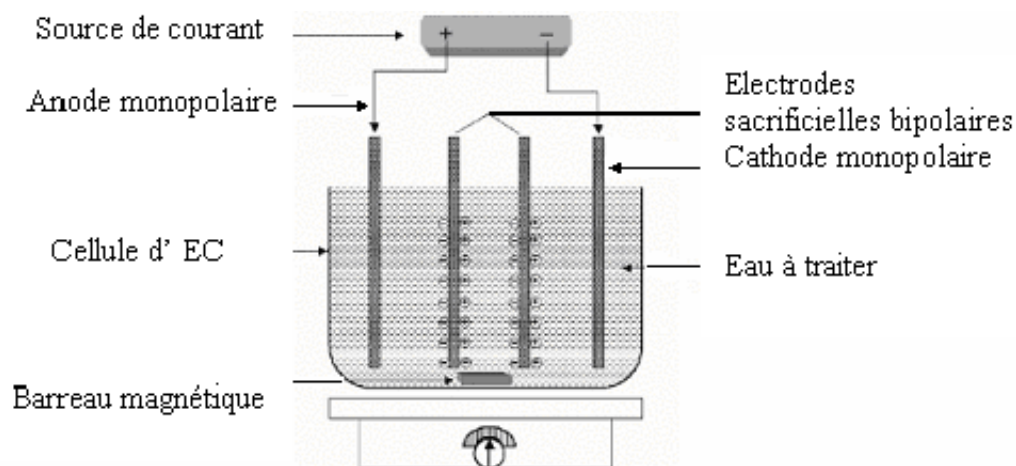


FIG. 4.3 – Configuration parallèle [35]

Dans ce type de procédé, le courant électrique est partagé entre toutes les électrodes, en fonction de la résistance des cellules individuelles [38].

**(c) Bipolaire parallèle**

Le mode bipolaire a vu le jour pour remédier aux différents problèmes rencontrés dans les systèmes précédemment cités.

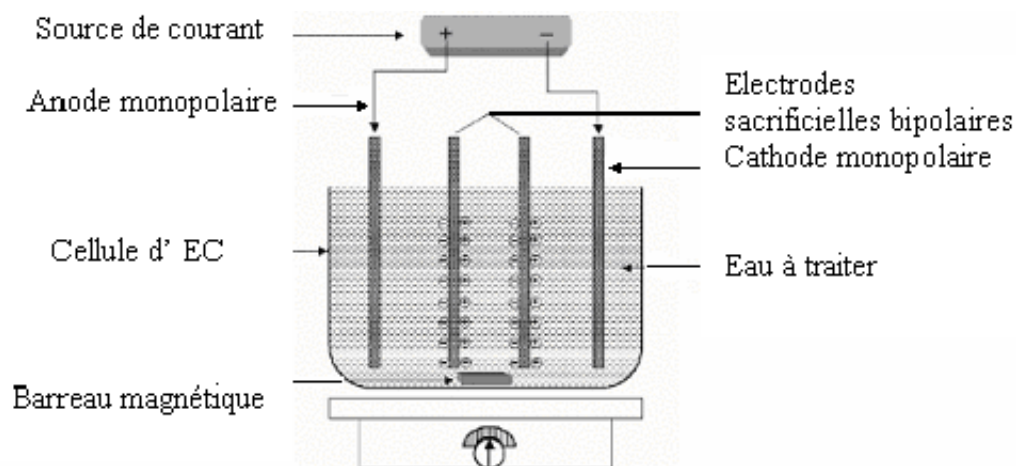


FIG. 4.4 – Connexion des électrodes bipolaires [35]

Dans ce type de dispositif, seul les électrodes d'extrémités sont connectées au générateur de courant alors que les électrodes intermédiaires s'autopolarisent [40], [38]. Lorsque le

courant électrique traverse les deux électrodes, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle, qui lui est adjacent. Ainsi, durant l'électrolyse, le côté chargé positivement subit des réactions anodiques, tandis que pour la face chargée négativement subit une réaction cathodique. [38]

Selon Mollah et al [38] ce dispositif est simple à réaliser et permet une meilleure distribution de courant ainsi qu'un gain de tension, puisque le courant passe dans toutes les cellules.

### 4.1.5 Mécanisme d'électrocoagulation vis-à-vis de la matière organique

L'oxydation électrochimique des matières organiques présentes dans les eaux résiduaires constitue un phénomène complexe, du fait de la richesse du milieu en diverses substances et des multiples réactions pouvant se produire simultanément au cours de l'opération.

#### 1. Phénomène chimique

Lors du procédé d'électrocoagulation, le coagulant est produit in situ par oxydation électrolytique du matériau de l'anode [35], conduisant à l'élimination des matières organiques.

Ainsi Mollah et al [38] décrivent le procédé d'électrocoagulation en deux étapes successives conduisant à la déstabilisation des colloïdes auquel s'ajoute une étape de floculation.

- Formation du coagulant par dissolution électrochimique de l'anode,
- déstabilisation des contaminants, des particules en suspension et rupture des émulsions,
- agrégation des phases déstabilisées pour former des floes.

Les mécanismes d'élimination des substances organiques dissoutes via précipitation et/ou adsorption sur floes sont évoqués par divers auteurs [41]. Cependant il n'est pas toujours évident de déterminer le mécanisme impliqué.

#### 2. Processus électrolytique

L'action du processus électrochimique sur la matière organique conduit essentiellement à son oxydation directe à la surface de l'anode et/ou à son oxydation indirecte en solution.

##### 2.1. Oxydation directe

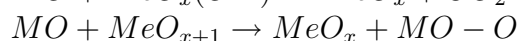
Selon Labanowski [36], lors d'une oxydation directe, la matière organique est tout d'abord adsorbée sur l'anode puis transformée par une réaction de transfert d'électrons ou bien détruite par des espèces oxydantes adsorbées sur l'électrode. Les mécanismes d'oxydation de la matière organique passe par une électrolyse de l'eau à l'anode produisant les radicaux hydroxyles adsorbés :



Les radicaux hydroxyles adsorbés peuvent former de l'oxygène actif chimiquement adsorbé :



La matière organique est alors oxydée soit par les radicaux hydroxyles, soit par l'oxygène actif en  $CO_2$  :



## 2.2. Oxydation indirecte

La matière organique peut être également oxydée via des processus d'oxydation indirecte. En effet, suivant les conditions expérimentales et les électrodes utilisées, l'oxydation de l'eau peut induire la formation d'oxygène et ensuite des radicaux tels que  $OH$  et  $O$  qui participent alors à l'oxydation de composés organiques pour former du  $CO_2$  [36].

### 4.1.6 Paramètres influençant le procédé de l'électrocoagulation

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, la densité du courant.

#### 1. 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 d'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) [42]. Selon Labanowski [36] les électrodes en oxydes métalliques ( $MeO_x$ ) 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 [42]. Ce type d'électrode présente l'inconvénient d'augmenter l'oxydation de l'anode et la passivation de la cathode.

Selon Mollah et al [38], les électrodes qui conviennent le mieux pour le traitement de l'eau sont en fer ou en aluminium.

## 2. 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 le transfert électrochimique entre les molécules organiques et les électrodes est important, améliorant l'efficacité du traitement [42]. Ainsi, de nombreux types d'électrodes ont été développés pour augmenter la surface spécifique, par exemple, électrode poreuse, électrode constituée d'un empilement de tissus de fibres de carbone, électrode de forme parallélépipédique combinée de plusieurs grilles de métal déployé en acier inoxydable, etc. [42].

## 3. La température du milieu

L'efficacité du traitement par oxydation électrochimique des eaux contaminées dépend aussi de la température du milieu [42]. En général, la vitesse de réaction chimique et ou, électrochimique augmente avec l'accroissement de température du milieu. Cependant le traitement 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.

## 4. La densité du courant

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

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

j : densité du courant  $A/m^2$

I : intensité du courant A

S : surface active de l'électrode  $m^2$

Cependant, 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 [39].

### 4.1.7 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 dissout par oxydation anodique est directement proportionnelle à l'intensité imposée et à la durée d'électrolyse mais inversement proportionnelle à la valence d'ions émis [36].

[38] expriment la deuxième loi de Faraday relative à une électrode, comme suit :

$$m_{theorique} = \frac{M}{n} * \frac{I*t}{F}$$

$m_{theorique}$  : 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 d'électrolyse en seconde.

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 anode.

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

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 exprimer par :

$$R_{cathode} = \frac{Masse\ expérimentale\ forme\ (g)}{Masse\ théorique\ donnée\ par\ la\ loi\ de\ Faraday\ (g)} * 100$$

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

$$m_{Thorique} = \frac{M}{n} * \frac{I*t}{F} * (p - 1)$$

#### 4.1.8 Avantages et inconvénients de la méthode

##### (a) Les avantages de l'électrocoagulation

Les avantages de l'électrocoagulation sont :

- l'électrocoagulation nécessite un équipement simple avec un mode opératoire facile laissant suffisamment de latitude pour régler les problèmes de manipulation éventuels [38].
- l'électrocoagulation permet une réduction remarquable de métaux, de MES et une réduction notable de DCO [39].
- l'électrocoagulation produit un volume de boues réduit et qui peut être facilement éliminé [37].
- l'électrocoagulation évite l'utilisation de réactifs chimiques, de telle sorte qu'il n'y a aucun problème de neutralisation des réactifs en excès et aucune possibilité de pollution secondaire par les substances chimiques ajoutées comme dans le cas des traitements chimiques des eaux usées. Cette absence de réactif chimique rajouté permet d'assurer avec succès un traitement biologique réalisé en aval [42].
- coût de fonctionnement souvent plus faible que les stations classiques qui nécessitent l'ajout périodique de réactif [41].

### (b) Les inconvénients de l'électrocoagulation

Les inconvénients de l'électrocoagulation sont :

- L'effluent traité doit être exempt de grosses particules, nécessitant un traitement préalable [39].
- l'effluent doit avoir une conductivité élevée [39].
- un film imperméable d'oxyde sur la cathode peut être formé, ce qui conduit à une perte d'efficacité de l'unité d'électrocoagulation [38].
- lorsque des électrodes sacrificielles sont utilisées, celles-ci sont dissoutes par suite d'oxydation, ce qui nécessite le remplacement régulier de ces électrodes [38].

## 4.2 Mise en oeuvre de la méthode

Le traitement est réalisé sur un échantillon prélevé le dimanche 30 Septembre à 13h, et ayant les caractéristiques suivantes :

pH=7.6, température=24.6°C, conductivité=1282 $\mu$ s/cm, TDS=641ppm,  $DBO_5$  = 106mg/l, Nitrites= 216 $\mu$ g/l, Nitrates=1.73mg/l, DCO=150mg/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 suivantes :

1. Le pH du milieu : Trois valeurs du pH ont été testés 5, 7.6 et 9. L'ajustement des solutions a été réalisé de l'acide sulfurique (1N) pour le pH 5, et de l'hydroxyde de potassium (1N) pour le pH 9. Quant au pH 7.6, nous avons travaillé avec l'effluent sans aucun ajustement de pH.
2. La concentration en électrolytes (NaCl) : différentes concentration en NaCl ont été étudiés, ces concentrations sont 0,5 g/l, 1 g/l, et 2 g/l.
3. L'intensité du courant :Trois valeurs du courant ont été étudiées (0.18, 0.4 ,et 0.66 A).

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.

### 4.2.1 Description du réacteur d'électrocoagulation et de son mode de fonctionnement

Le réacteur d'électrocoagulation utilisé est illustré par la figure 4.5. Il fonctionne de la manière suivante : la cellule est remplie avec 1 litre de solution, les électrodes externes sont reliées au générateur. La solution est pompée par le fond de la cellule vers un système de refroidissement, grâce à une pompe à eau, la solution qui sort du serpentin retourne vers la cellule. Le débit de la pompe assure à la fois l'alimentation du système de refroidissement et une faible agitation de la solution.

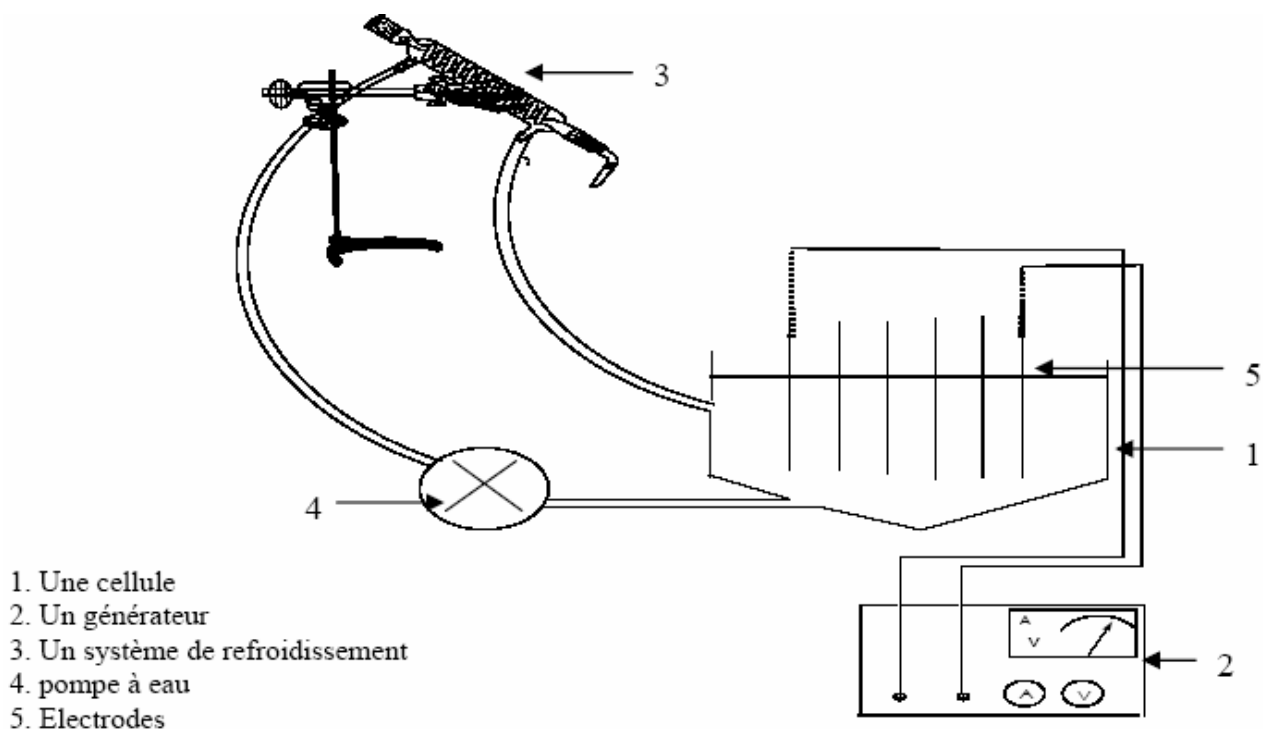


FIG. 4.5 – Pilote d'électrocoagulation [43]

## 4.2.2 résultats et discussion

### (a) 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 traitées : à savoir pH=5, PH=9, pH=7.6. Et ce tout en maintenant les autres conditions opératoires constantes :

- Nombre d'électrode en Aluminium :6, inter-électrode :1,5 cm,
- température :25 °C,
- intensité du courant : 0,18 A.

La figure 4.6 illustre l'évolution de la DCO en fonction du temps pour les différents pH étudiés, nous observons un début d'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 100 minutes.

Pour les pH alcalin et neutre, l'évolution de l'abattement de la DCO est progressif et atteint un palier au bout de 120 minutes.

La charge éliminée de DCO est de 63mg/l pour les pH 5, et de 55 mg/l pour le pH 7.6 et enfin de 45 mg/l pour le pH 9 correspondant respectivement aux abattements de 43 %, 37 % et 30 %.



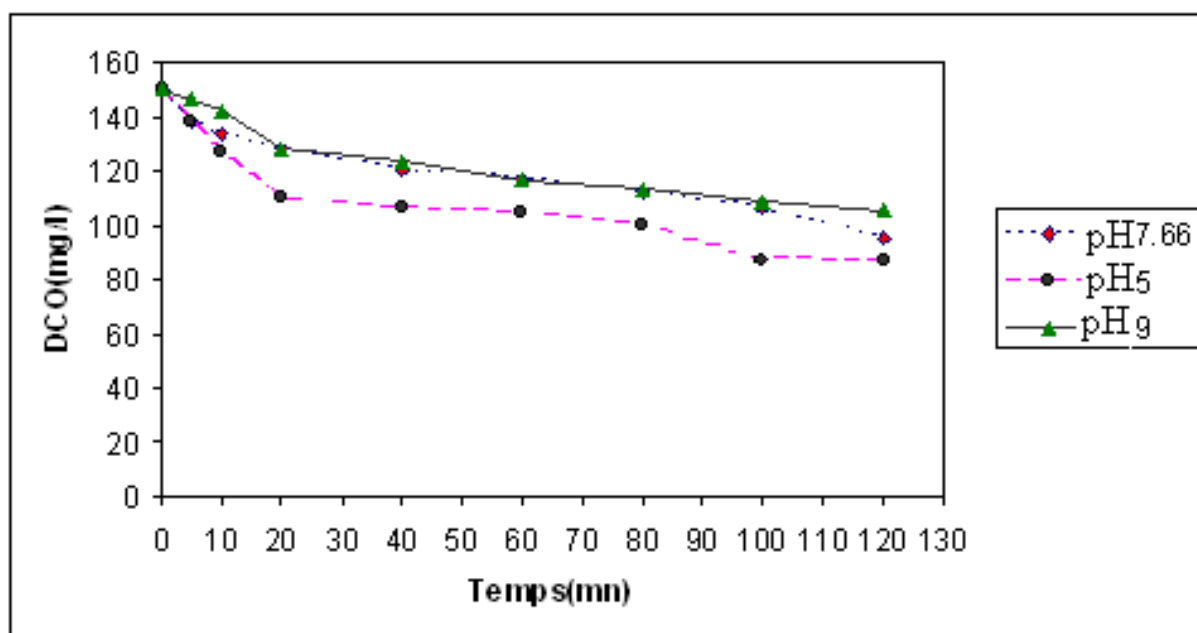


FIG. 4.6 – Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs du pH

Dans la figure 4.7 nous représentons les taux d'abattement des trois valeurs du pH.

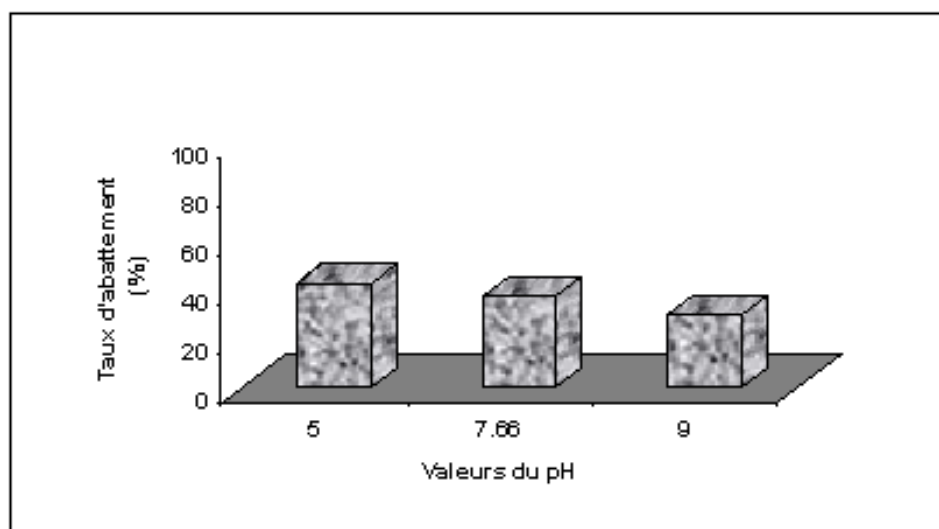


FIG. 4.7 – Rendement d'élimination de la DCO en fonction du pH

Les résultats obtenus pour le pH 5, s'expliquent par le fait qu'au cours de l'électrolyse, cette valeur du pH favorise la présence d'une quantité importante de certaines espèces de polymères telles que :  $Al(OH)^{2+}$ ,  $Al_2(OH)_2^{4+}$ ,  $Al_{13}(OH)_{32}^{7+}$  qui sont très favorables à la formation de l'élément actif de l'électrocoagulation à savoir le coagulant  $Al(OH)_3$ . Selon Ge et al.[44], cette particule intervient dans la dégradation et l'absorption de la matière organique. Pour toutes ces raisons, nous proposons, pour la suite, de maintenir le pH de la solution à traiter à 5.

**(b)Influence de la salinité**

L'addition d'électrolyte en milieu réactionnel lors du traitement permet d'augmenter la conductivité de la solution réduisant la consommation du courant.

Plusieurs électrolytes peuvent être utilisés, à titre non exhaustif nous citons NaCl , et  $MgCl_2$ . Ce dernier a l'inconvénient de se précipiter sous forme de  $Mg^{2+}$  formant une couche sur la surface des électrodes, causant l'augmentation de leur résistance, et induisant à une diminution de l'efficacité du traitement. Pour ce nous avons opter pour l'utilisation du NaCl comme électrolyte.

Pour évaluer l'efficacité de l'électrolyte utilisé, nous avons pris les trois concentrations suivantes : 0,5 g/1, 1 g/1, et 2 g/1, en maintenant les conditions opératoires suivantes constantes :

- Nombre d'électrode en Aluminium : 6, inter-électrode : 1,5 cm,
- température : 25 °C,
- intensité du courant : 0,18 A,
- pH = 5.

La figure 4.8 représente l'évolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes concentrations en NaCl comparé à la solution sans aucun ajout d'électrolyte.

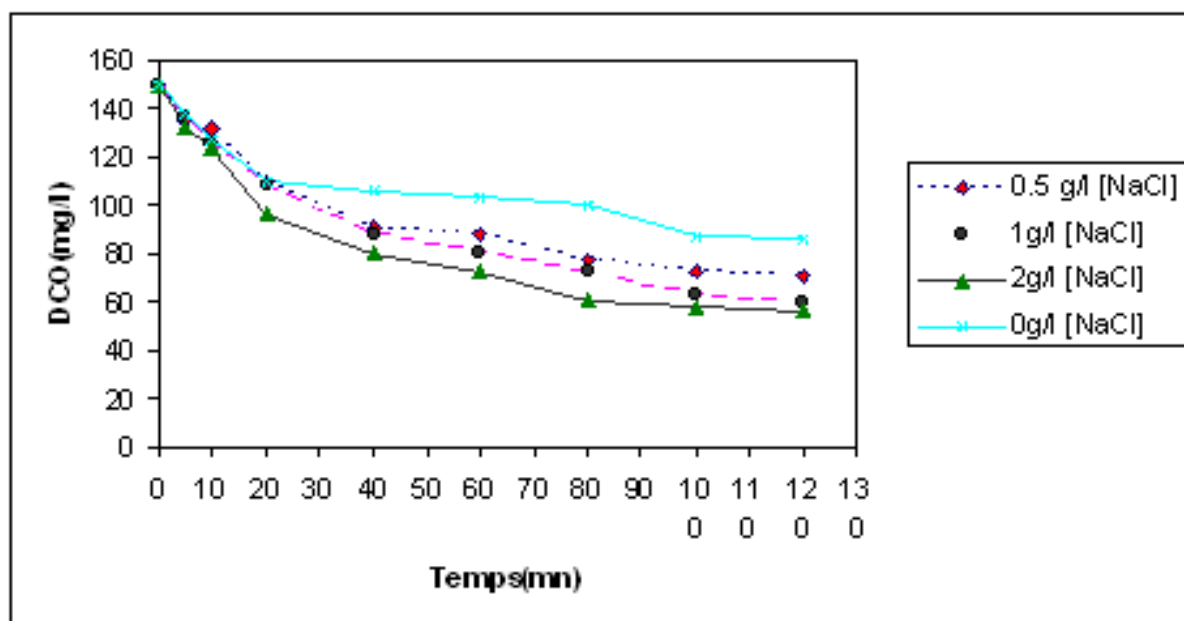


FIG. 4.8 – : Evolution de la DCO en fonction du temps

Il apparaît qu'en variant la concentration de l'électrolyte, la conductivité du courant augmente proportionnellement avec l'augmentation de la concentration en NaCl. Il apparaît aussi que l'abattement de la DCO est rapide dès les premières minutes de l'électrolyse, et progresse par la suite d'une manière graduelle.

Les taux d'abattement de la DCO pour les différentes concentrations en NaCl sont donnés dans la figure 4.9 suivante :

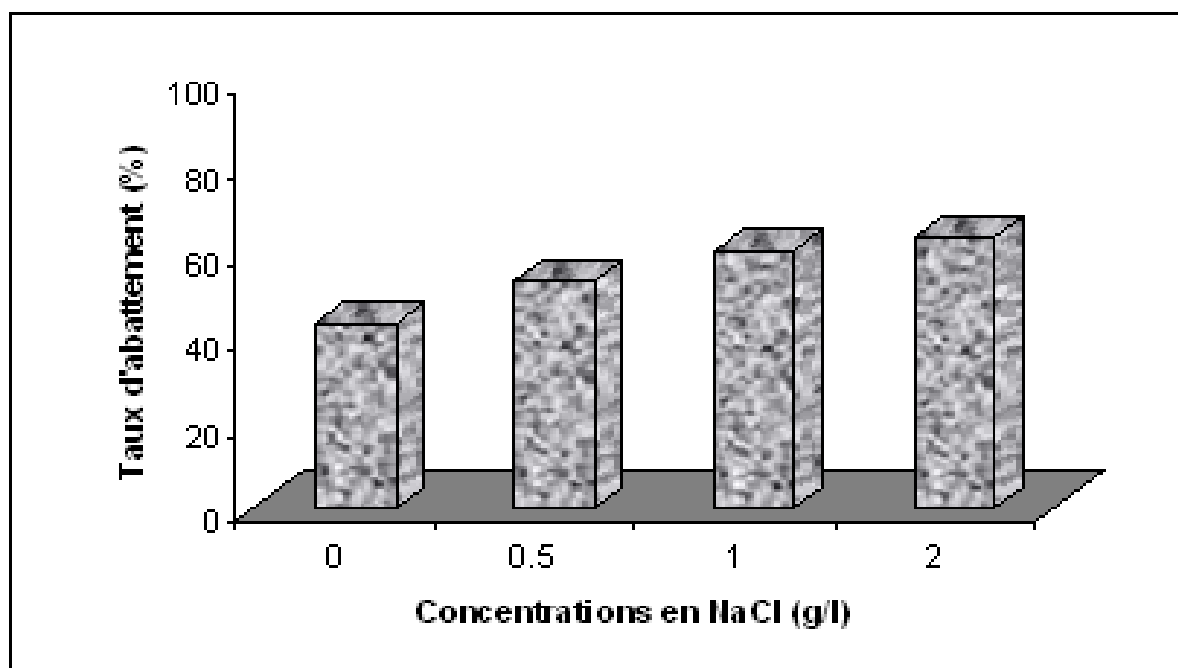


FIG. 4.9 – Concentration en NaCl(g/l)

D'après ces résultats, il s'avère que la concentration la plus adaptée pour notre traitement est celle à 2g/l, car elle nous donne un abattement meilleur en un temps plus réduit que les autres concentrations.

### (c) Influence de l'intensité du courant

Selon Adhoum et al. dans [45], 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 floes, qui prouvent l'élimination de la matière organique.

Pour évaluer l'effet du courant sur l'électrocoagulation, on fait varier l'intensité du courant entre 0.18, 0.4, 0.66A, en maintenant les autres paramètres constants :

- Nombre d'électrode en Aluminium : 6, inter-électrode : 1,5 cm,
- température : 25 °C,
- intensité du courant : 0,18 A,
- pH = 5,
- NaCl = 2 g/l.

Notons que puisque les surfaces des électrodes sont égales, la variation de l'intensité du courant est équivalente à la variation de la densité de courant.

Les résultats sont représentés sur la figure 4.10.

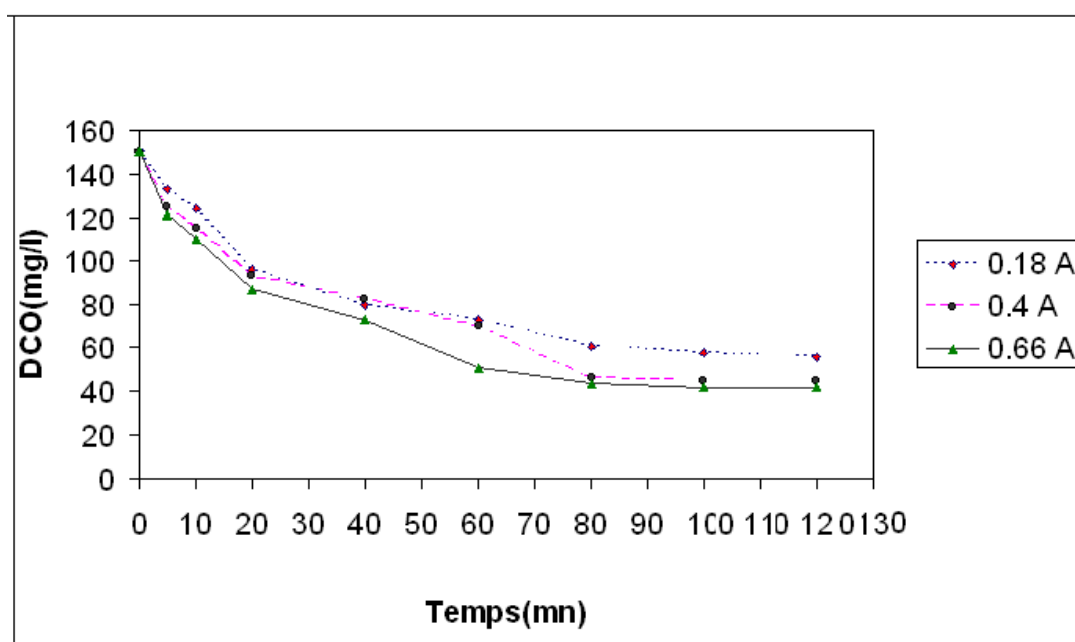


FIG. 4.10 – Evolution de la DCO en fonction du temps pour les différentes valeurs de l'intensité du courant

Nous remarquons que l'allure des courbes est similaire. L'abattement est assez rapide suivi d'une évolution graduelle pour enfin atteindre un palier. Ce dernier est atteint plus rapidement pour une intensité de courant égale à 0.66A (60mn) en comparaison à l'intensité de 0,18 A où le palier n'est atteint qu'au bout de 100 minutes. De même nous constatons que l'évolution de l'abattement de la DCO est proportionnelle à l'intensité du courant.

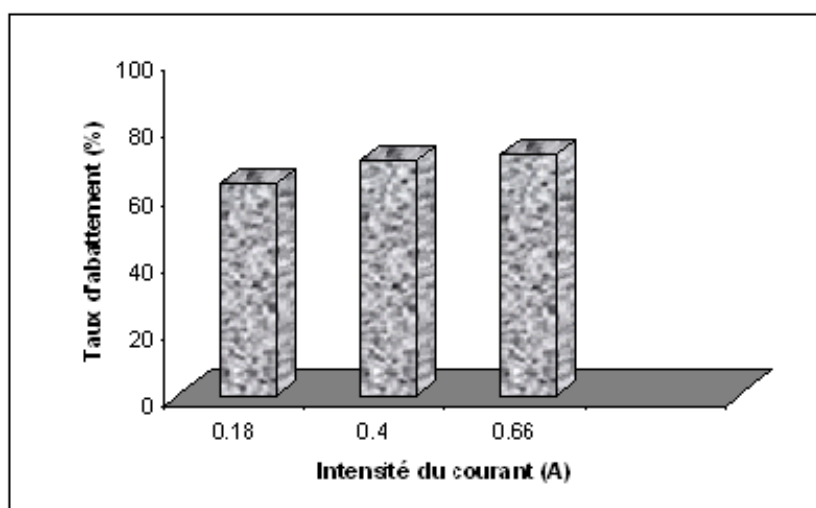


FIG. 4.11 – Rendement d'élimination de la DCO en fonction de l'intensité du courant

Les taux d'abattement de la DCO pour les différentes intensités du courant sont donnés dans la figure 4.11.

Nous observons que pour une intensité du courant égale à 0.66A le rendement est de 72%, alors qu'il n'est que de 63% pour  $I=0.18A$ , et 70% pour  $I=0.4A$ .

### 4.3 Conclusion

Le traitement a été réalisé en mode discontinu avec une étude d'optimisation des paramètres opératoires pour l'obtention de la solution la moins chargée en DCO. Les conditions optimales obtenues sont :  $pH=5$ , concentration en  $NaCl=2g/l$ , intensité du courant= $0.66A$ . Dans ces conditions là, on a pu réduire la DCO de  $150mg/l$  à  $42 mg/l$  avec un rendement de 72%.

# Conclusion Générale

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.

Dans le présent travail, nous avons évalué les nuisances et le degré de pollution engendrés par les effluents hospitaliers de l'hôpital central de l'armée de Ain Nâadja, sur les plans physico-chimique et bactériologique.

D'après les résultats de la campagne d'échantillonnage que nous avons menée 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 DCO : 150-300 mg/l et la  $DBO_5$  : 95-185 mg/l 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,  $DBO_5$ ), nous avons opté pour le traitement par électrocoagulation. Ce dernier consiste à épurer les eaux usées de leurs contenus en métaux lourds, en hydrocarbures, en composés organiques et en matières en suspensions...

Faute de temps et de moyens matériels nous nous sommes contentés de suivre la dégradation de la pollution en matières organiques (DCO). Pour vérifier la performance de l'électrocoagulation, nous avons fait une série de manipulations afin d'optimiser les paramètres essentiels de notre traitement. Nous avons alors abouti aux conditions opératoires suivantes : un  $PH = 5$ , une concentration en  $NaCl = 2$  g/l et une intensité du courant = 0.66A.

Nous avons abouti à un rendement de l'ordre de 72 % avec une réduction de la DCO de 150 mg/l jusqu'à 42 mg/l. Ces résultats sont à notre avis satisfaisants, étant donné

qu'ils nous permettent d'obtenir un effluent dont les principaux paramètres répondent aux normes.

Ainsi, nous pouvons démentir l'hypothèse actuelle classant les effluents hospitaliers comme des effluents domestiques, et nous pouvons même affirmer qu'ils sont dangereusement chargés en divers polluants, et que un prétraitement leur est indispensable. Et ce, compte tenu du fait que beaucoup d'interrogations subsistent quant à la charge des effluents étudiés en médicaments anticancéreux, hydrocarbures, solvants, ou en éléments radioactifs, étant donné que notre étude n'a pas quantifié ces paramètres. De même qu'il n'y a pas eu d'étude virologique sur les effluents hospitaliers étudiés.

En attendant que ces recommandations soient prises en compte, 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. C'est certainement au niveau des rejets directs à l'évier que la majeure partie des problèmes peut être résolue.

# Bibliographie

- [1] **GARTISER St BRINKLER L., ERBE T., KUMMERER K., WILLMUND R.** Contamination of hospital wastewater with hazardous compounds as defined § 7a WHG. Acta hydrochim. Hydrobio, 1996, Vol. 24, 2 :90-97.
- [2] **LEPRAT P.** Les rejets liquides hospitaliers, quels agents et quelles solutions techniques ? Les Assises Nationales QUALIBIO 1998 « Santé et Environnement Hospitalier », Caen, 1998, p. 10-13.
- [3] **CLIN Paris Nord** Élimination des effluents liquides des établissements hospitaliers Recommandations. Institut Biomédical des Cordeliers, Paris, 1999, 74 p.
- [4] **RICHARDSON M. L., BOWRON J. M.** The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. J. Pharm. Pharmacol., 1985, 37 :1-12.
- [5] **KÜMMERER K., MEYER M., STEGER-HARTMANN T.** Biodegradability of the anti-tumour agent Ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage. Wat. Res., 1997, Vol. 31, 11 :2705- 2710.
- [6] **SPREHE M., GEIßEN S-U., VOGELPOHL A.** Treat of AOX-containing wastewater from hospital Degradation of iodized X-ray contrast medium. Korrespondenz Abwasser, 1999, 46, 4 :548-558.
- [7] **EMMANUEL E.** *Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers.* Thèse de doctorat de l'institut national des sciences appliquées de Lyon, 2003, 235p.
- [8] **USEPA** Preliminary data summary for the hospitals point source category. Office of water regulations and standards, Office of water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1989a, EPA 440/1-89/060-n, 76 p.
- [9] **DELOFFRE-BONNAMOUR N.** Les rejets des établissements de santé : des effluents liquides aux déchets solides. Mémoire de Maîtrise, Université Claude Bernard-Lyon1, Institut Universitaire Professionnalisé, Génie de l'Environnement Ecodéveloppement, Lyon, 1995, 75 p.
- [10] **AHA.** Hospital Statistics. American Hospital Association, Chicago, 1986, 250 p.
- [11] **GADELLE F.** Le monde manquera-t-il bientôt d'eau ? Sécheresse, 1995, vol. 6, 1 :11-15.
- [12] **LABER J., RAIMUND H., SHRESTHA R.** Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. Wat. Sci. Tech., 1999, Vol. 40, 3 :317-324.
- [13] **DREMONT C., HADJALI R.** La gestion des effluents liquides hospitaliers. Projet DESS « TBH », UTC, 1997, 30 p.



- [14] **THEBAULT L.** *La pollution de l'eau par les médicaments* Memoire E.N.S.P, 1992,104p.
- [15] **JOLIBOIS B., GUERBER M., VASSAL S.** Glutaraldehyde in hospital wastewater. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2002, 42 :137-144.
- [16] **MONTAGUE P.** : Drug in the water. *Rachels. Environment and Health Weekly.* Environmental Research Foundation, 1998.
- [17] **WATTS C. D., CRATHORNE M., FIELDING M., STELL C. P.** Identification of non-volatile organics in water using field desorption mass spectrometry and high performance liquid chromatography. In : ANGELETTI G.(ed.) *Analysis of organic micropollutants in water.* Reidel Publ. Corp., Dordrecht, 1983, p 120-131.
- [18] **HALLING-SØRENSEN B., NIELSEN N., LANZKY P.F., INGERSLEV F., HOLTEN-LÜTZHØFT, JØRGENSEN S.E.** Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment A review . *CHEMOSPHERE*, 1998, 36 :357-393.
- [19] **RALOFF J.** Drugged Waters. *SCIENCE NEWS*, 1998, Vol. 153, 12 :187-189.
- [20] **KÜMMERER K.** Drugs in the environment : emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources a review. *Chemosphere*, 2001, 45 :957-969
- [21] **BRUCKERG, ASTAGNEAU P.** Elimination des effluents liquides des établissements hospitaliers. Institut Biomédical des Coredeliers, Décembre 1999.
- [22] **OMS (ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE).** Directives de qualité de l'eau de boisson. Recommandations, OMS, Genève, 1994.
- [23] **RODIER J.** *L'analyse de l'eau.* Dunod, Paris, 2005,1468p.
- [24] **Darsy C, Lescure I.** Effluents des établissements hospitaliers :teneur en microorganismes pathogènes,risques sanitaires, procédures particulières d'épuration et de gestion des boues. Office international de l'eau, Service National d'Information et de Documentation sur l'Eau, 1992.
- [25] **USEPA** Preliminary data summary for the hospitals point source category. Office of water regulations and standards, Office of water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1989a, EPA 440/1-89/060-n, 76 p.
- [26] **SCHWARTZ T., KOHNEN W., JANSEN B., OBST U.** Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002,176 p.
- [27]  **TSAI C.T., LAI J.S., LIN S.T.** Quantification of pathogenic microorganism in the sludge from treated hospital wastewater. *Journal of Applied Microbiology*, 1998, vol. 85, 1 :171-176.
- [28] **BERNET S., FINES M.** Effluents du CHU de CAEN : Etude qualitative et quantitative de la flore microbienne et recherche de bactéries multirésistantes. Poster. Quatrième journée du Réseau Régional d'Hygiène de Basse-Normandie, Caen, 2000, 1 p.
- [29] **LABER J., RAIMUND H., SHRESTHA R.** Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, Vol. 40, 3 :317-324.

- 
- [30] **STELZER W., ZIEGERT E., SCHNEIDER E.** *The occurrence of antibiotic-resistant Klebsiellae in wastewater.* Zentralbl Mikrobiol, 1985.
- [31] **THOMAZEAU R.** Contribution à l'étude de l'écologie bactérienne des boues activées. Thèse. Université Paris VII, 1983, p. 97-111.
- [32] **CASSON L.W., RITTER M.O.D., COSENTINO L.M., GUPTA P.** Survival and recovery of seeded HIV in water and wastewater. Water Environment Research, 1997, Vol. 69, 2 :130-142.
- [33] **LUE-HING C., ZMUDA J.T., SEDITA S.J., TATA P.** Indigenous levels of HIV in wastewater : an empirical estimate and discussion. In. WEF : HIV in wastewater, presence, survivability, and risk to wastewater treatment plant workers. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 1999, 80 p.
- [34] **SALGHI R.** *Différentes filières de traitement des eaux* . Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir,1999, 112p.
- [35] **HOLT P K.** A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation Colloids Surf., 2002.
- [36] **LABANOWSKI J.** Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Université de Limoge. Thèse de Doctorat, 2004.
- [37] **KIM T H.** Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. Desalination, 2002, .
- [38] **Mollah M Y A., Schennach R., Parga J R., Cocke D L.** Electrocoagulation (EC) science and applications. J. Hazard. Mater,2001, B 84 : 29 - 41.
- [39] **LAFORREST V.** Technologies propres : Méthodes de minimisation des rejets et de choix des procédés de valorisation des effluents. Application aux ateliers de traitement de surface. Institut national des sciences appliquées de Lyon. Thèse de doctorat.1999.
- [40] **MAMERI N., Yeddou A R., Lounici H., Grib H., Bariou B.** Defluoridation of septentrional Sahara waster of North Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrode. Wat. Res.1998.
- [41] **Tsouri C., DePaoli D W., Shor J T., Hu M Z-C., Ying T-Y., 2001.** Electrocoagulation for magnetic seeding of colloidal particles. Colloids Surface ; A : Physicochem. Engi. Aspects 177 : 223- 233.
- [42] **TRONG.M D.** Mise au point du fonctionnement d'un réacteur pilote à anode en lit fluidisé pour les traitements des effluents industriels par oxidation électrochimique. Université de Moncton. Thèse de maîtrise, 1999.
- [43] **DEMIM S.** *Traitement de l'ultrafiltrat de margine par combinaison de l'électrocoagulation et de la boue activée.* Ecole Nationale Polytechnique D'Alger, Laboratoire des Biotechnologies Environnementales et Génie des Procédés (BIOGEP). Thèse de magistère, 2007.
- [44] **Ge J., Qu J., lei P., Liu H.** New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. Separ. Purif. Technol., 2004. 36 :33- 39.
- [45] **Adhoum N., Monser L.** Decolorization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. Chem. Eng. Process.,2004. 43 : 1281- 1287.
-

# Annexe A

Voici la liste des principaux isotopes utilisés en médecine nucléaire :

Radioisotope <sup>§</sup>	Demi-vie de la radioactivité (jours)	Comportement dans H <sub>2</sub> O	¼ Dose Annuelle Admissible (µCi)			
			Ingestion		Inhalation	
			Organe ciblé	Dose*	Organe ciblé	Dose*
<sup>3</sup> H	4.50x10 <sup>3</sup>	Soluble	Tissus du corps	6,4x10 <sup>3</sup>	Tissus du corps	3.1x10 <sup>3</sup>
<sup>14</sup> C	2,00x10 <sup>6</sup>	Soluble	Organes lipidiques	1,6x10 <sup>3</sup>	Organes lipidiques	2,2x10 <sup>3</sup>
<sup>32</sup> P	1,40x10 <sup>1</sup>	Soluble	Os	3,8x10 <sup>2</sup>	Os	4,4x10 <sup>1</sup>
		Insoluble	GI LLI	4,6x10 <sup>1</sup>	Poumons	4,9x10 <sup>1</sup>
<sup>35</sup> S	8,71x10 <sup>1</sup>	Soluble	-----	1,3x10 <sup>2</sup>	-----	1,7x10 <sup>2</sup>
<sup>45</sup> Ca	1.64x10 <sup>2</sup>	Soluble	Os	1,8x10 <sup>1</sup>	Os	2,0x10 <sup>1</sup>
		Insoluble	GI LLI	3,6x10 <sup>2</sup>	Poumons	7,5x10 <sup>1</sup>
<sup>51</sup> Cr	2.78x10 <sup>1</sup>	Soluble	GI LLI	3,2x10 <sup>3</sup>	GI LLI Corps entier	6,4x10 <sup>3</sup> 6,7x10 <sup>3</sup>
<sup>57</sup> Co	2.70x10 <sup>2</sup>	Soluble	GI LLI	1,1x10 <sup>3</sup>	GI LLI	2,2x10 <sup>3</sup>
		Insoluble	GI LLI	7,6x10 <sup>2</sup>	Poumons	1,0x10 <sup>2</sup>
<sup>60</sup> Co	1,90x10 <sup>3</sup>	Soluble	GI LLI	9,8x10 <sup>1</sup>	GI LLI	2,0x10 <sup>3</sup>
		Insoluble	GI LLI	7,0x10 <sup>1</sup>	Corps entier Poumons	2,2x10 <sup>2</sup> 5,5
<sup>67</sup> Ga	3,26	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>99</sup> Mo	2,79	Soluble	Reins	3,6x10 <sup>2</sup>	Reins	4,5x10 <sup>2</sup>
		Insoluble	GI LLI	4,8x10 <sup>2</sup> 7,8x10 <sup>1</sup>	GI LLI	1,3x10 <sup>2</sup>
<sup>99m</sup> Tc	2,50x10 <sup>1</sup>	Soluble	GI ULI	1,1x10 <sup>3</sup>	GI ULI	2,2x10 <sup>3</sup>
		Insoluble	GI ULI	7,6x10 <sup>2</sup>	GI ULI	1,0x10 <sup>2</sup>
<sup>111</sup> In	2,81	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>123</sup> I	5,54x10 <sup>-1</sup>	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>125</sup> I	5,94	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>131</sup> I	8,00	Soluble	Thyroïde	4	Thyroïde	5,3
		Insoluble	GI LLI	1,3x10 <sup>2</sup>	GI LLI Poumons	2,0x10 <sup>2</sup> 2,0x10 <sup>2</sup>
<sup>133</sup> Xe	5,243	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>169</sup> Er	9,40	Soluble	GI LLI	1,9x10 <sup>2</sup>	GI LLI	3,8x10 <sup>3</sup>
		Insoluble	GI LLI	1,9x10 <sup>2</sup>	Poumons	2,4x10 <sup>2</sup>
<sup>169</sup> Yb	3,203x10 <sup>1</sup>	-----	-----	-----	-----	-----
<sup>198</sup> Au	2,7	Soluble	GI LLI	1,0x10 <sup>2</sup>	GI LLI	2,0x10 <sup>2</sup>
		Insoluble	GI LLI	9,2x10 <sup>1</sup>	GI LLI	1,5x10 <sup>2</sup>
<sup>201</sup> Tl		Soluble	GI LLI	6,2x10 <sup>2</sup>	GI LLI	1,2x10 <sup>3</sup>
		Insoluble	GI LLI	3,4x10 <sup>2</sup>	GI LLI	5,5x10 <sup>2</sup>

FIG. A.1 – Principaux isotopes utilisés en médecine nucléaire [7]

## Annexe B

Nb tubes positifs sur 3 tubes de 10ml	Nb tubes positifs sur 3 tubes de 1ml	Nb tubes positifs sur 3 tubes de 0.1ml	NPP dans 100ml	Valeur Limite inf	Valeur Limite Sup
0	0	1	3	<0.5	9
0	1	0	3	<0.5	13
1	0	0	4	<0.5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	149
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	379
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1300
3	3	1	460	71	2400
3	3	2	1100	150	4800

TAB. B.1 – Valeurs du Nombre le Plus Probable et intervalles de confiance pour le système d'ensemencement à trois séries de trois tubes [23]

**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 des micro-organismes pathogènes, des radios isotopes, des détergents, des composés organohalogénés et des résidus de médicaments. Dans le présent travail, nous avons caractérisé les effluents de l'hôpital central de l'armée (Ain Nâadja), afin d'évaluer les principaux paramètres de pollution physico chimiques 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 et le paramètre à réduire est la concentration en DCO. Dans les conditions optimales suivantes : pH 5; [NaCl] : 2 g/l; Intensité du courant : 0.66 A, nous avons obtenu une réduction de la DCO de 150 mg/l, à 42 mg/l avec un rendement de 72%.  
**Mots clés** : effluents hospitaliers, caractérisation physico-chimique, caractérisation microbiologique, électrocoagulation.

#### ملخص

كثيراً ما تتواجد المواد الكيميائية المستعملة في أنشطة العلاج و البحث في المياه المصروفة. و بالفعل تم التعرف على المستشفيات كمنبع للبكتيريا، و المواد النووية، مواد التنظيف، المركبات الهالوجينية و بقايا الأدوية.

في هذا العمل، قمنا بتعيين عوامل التلوث الفيزيوكيميائية و البيولوجية للمياه المصروفة من المستشفى المركزي للجيش (عين النعجة)، ثم قمنا بمقارنة النتائج المتحصل عليها مع المقاييس الخاصة بالنفايات الصناعية و تبين لنا أن المياه المصروفة من المستشفى تتطلب المعالجة لذا اخترنا تحت الشروط العملية المعالجة بالكهروتختر من أجل تخفيض التركيز بـ DCO التالية:

$5 = \text{pH}$  [NaCl] = 2 غ/ل، شدة التيار = 0,66 أ تحصلنا على تخفيض التركيز بالـ DCO من 150 مغ /ل إلى 42 مغ بمرود 72 % .

كلمات مفتاح: مياه صرف المستشفيات، تعيين العوامل الفيزيوكيميائية، تعيين العوامل البيولوجية، الكهروتختر.

**Abstract** The chemical substances used in the hospitals for the activities of care and medical research are generally found in the liquid effluents. Indeed, the hospitals were identified like undeniable source of emissions of the pathogenic micro-organisms, the radios isotopes, the detergents, the organohalogen compounds and the residues of drugs. In this work, we characterized the effluents of the central hospital of the army (Ain Nâadja), in order to evaluate the principal parameters of pollution. Then we compared the results obtained with the standards of rejections of the industrial effluents and we deduced that these hospital effluents required a pretreatment. For this, we chose electrocoagulation and the parameter to be reduced is the concentration in DCO. Under the following optimal conditions : pH 5; [ NaCl ] : 2 g/l; Intensity of the current : 0.66 A, we obtained a reduction of the DCO from 150 mg/l, to 42 mg/l with an output of 72%.

**Key words** : hospital effluents, physicochemical characterization, microbiological characterization, electrocoagulation.