

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT ET RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE SAAD DAHLEB BLIDA 1

Faculté de science et technologie

Département de Génie des Procédés



Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de

MASTER EN GENIE DES PROCEDES

Spécialité : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT

Thème

**Etude comparatif du traitement des eaux usées par un
procédé biologique
et des procédés d'oxydation avancée.**

Présenté par :

Melle : GHERBI Chaimaa.

Melle : BABA Souad.

Mme : DJAIDI Khaoula.

Encadré par :

Mr. BOUTOUMI Hocine.

2022/2023

REMERCIEMENTS

On remercie Dieu le tout puissant de nous avoir donné la santé et la volonté d'entamer et de terminer ce mémoire.

Tout d'abord, ce travail ne serait pas aussi riche et n'aurait pas pu avoir le jour sans l'aide et l'encadrement de Mr BOUTOUMI YACINE, on le remercie pour la qualité de son encadrement exceptionnel, pour sa patience, sa rigueur et sa disponibilité durant notre préparation de ce mémoire.

Nos remerciement s'adresse à tous ceux qui nous ont aidés dans notre travail et notre mémoire.

Dédicaces

Je dédie ce travail à mes très chers parents, Sources
inépuisables d'amour, d'affection et de sacrifices. En
témoignage de ma reconnaissance pour leur inéluctable
patience, leur sacrifice et leur soutien. Toutes les dédicaces du
monde ne sauraient exprimer mon profond amour et ma vive
gratitude.

A mes chères sœurs.

A mes chers frères

A mes chères amies, avec lesquels qui j'ai partagé des
moments inoubliables

A tous ceux qui me chers je dédie ce modeste travail.

Chaimaa.

Souad.

Khaoula.

Résumé

La demande en eau ne cesse d'augmenter pour satisfaire le citoyen, l'agriculture et l'industrie mais ces ressources sont limitées auxquelles sont ajoutée la diminution des précipitations, la sécheresse et le développement démographique d'où la nécessité de chercher à récupérer les eaux utilisées pour palier à cette carence en plus du sauvegarde de l'environnement. Pour ce faire, le travail s'est focalisé sur le traitement des eaux usées au niveau de la station de traitement des eaux polluées de Beni-Mered via un traitement biologique. Ce dernier a permis une amélioration de la demande chimique en oxygène, de la quantité d'oxygène dissout et de la conductivité par contre le traitement alternatif des eaux usées brutes et le couplage du traitement biologique avec les procédés d'oxydation avancée particulièrement le procédé Fenton et photo-Fenton a conduit à une nette amélioration de la qualité des eaux avec des valeurs à la DCO, quantité d'oxygène dissout, conductivité....

Mots clé : Eaux usées, procédé biologique, procédés d'oxydation avancée, couplage, procédé Fenton, procédé photo-Fenton.

ملخص

يتزايد الطلب على المياه باستمرار لتلبية احتياجات المواطنين والزراعة والصناعة، غير أن هذه الموارد تقتصر على انخفاض هطول الأمطار والجفاف والتنمية الديمغرافية، ومن هنا تأتي الحاجة إلى السعي لاستعادة المياه المستخدمة للتعويض عن هذا النقص بالإضافة إلى حماية البيئة. للقيام بذلك، ركز العمل على معالجة مياه الصرف الصحي في محطة معالجة المياه الملوثة في بيني مراد عن طريق المعالجة البيولوجية. أدى ذلك إلى تحسن في الطلب على الأكسجين الكيميائي، وكمية الأكسجين المذاب والموصلية على عكس المعالجة البديلة لمياه الصرف الصحي الخام واقتران المعالجة البيولوجية بعمليات الأكسدة المتقدمة وخاصة وكمية الأكسجين المذاب والموصلية وما إلى ذلك DCO الفانتن و الفوتو فانتن أدى إلى تحسن ملحوظ في جودة المياه مع قيم **الكلمات الرئيسية:** مياه الصرف الصحي، العملية البيولوجية، عمليات الأكسدة المتقدمة، الاقتران، عملية فينتون، عملية فوتو فينتون.

Abstract

The demand for water is constantly increasing to satisfy the citizen, agriculture and industry but these resources are limited to which are added the decrease in precipitation, drought and demographic development, hence the need to seek to recover the water used to compensate for this deficiency in addition to environmental protection. To do this, the work focused on the treatment of wastewater at the Beni-Mered polluted water treatment plant via biological treatment. This led to an improvement in chemical oxygen demand, the amount of dissolved oxygen and conductivity in contrast to the alternative treatment of raw wastewater and the coupling of biological treatment with advanced oxidation processes especially the Fenton and photo-Fenton has led to a marked improvement in water quality with DCO values, quantity of dissolved oxygen, conductivity, etc.

Keywords: Wastewater, biological process, advanced oxidation processes, coupling, Fenton process, photo-Fenton process.

Abréviations et unités

CE : Conductivité électrique.

COT : carbone organique total.

EF : Electro-Fenton

DCO : Demande chimique en oxygène.

DBO5 : Demande chimique en oxygène après 5 jours.

EB : Eaux Brutes.

EE : Eaux Epurées.

EF : Electro-Fenton.

MES : Matière En Suspension.

NT : Azote total.

ONA : Office National de Assainissement.

$\cdot\text{OH}$: Radical hydroxyle.

pH : Potentiel d'hydrogène.

PT : Phosphore total.

POA : Procédés d'Oxydation Avancée.

PF : Photo-Fenton.

REUE : réutilisation des eaux usées épurées.

STEP : Station d'épuration des eaux usées.

UV -Vis : Ultraviolet-Visible.

UV : Ultra-violet.

Liste des Figures

Titre	Page
Figure II.1: Les étapes de traitement des eaux usées.....	20
Figure II.2: Prétraitement.....	21
Figure II.3: Dégrilleur automatique fin.....	21
Figure II.4 : Ligne de dessableur -déshuileur.....	22
Figure II.5: Stockage des graisses.....	22
Figure II.6 : Classification des sables.....	22
Figure II.7: Décanteur primaire de la STEP de Béni Mered.....	23
Figure II.8 : Les boues d'épuration.....	24
Figure II.9: : schéma du traitement biologique aérobie à boue activée.....	25
Figure II.10: STEP de Beni Mered.....	27
Figure III.1 : Classification des principaux procédés de production des radicaux hydroxyles et domaine d'application des POA.....	30
Figure III.2 : présentation des principaux procédés avancés d'oxydation.....	30
Figure III.3 : Schéma simplifié de la réaction de Fenton en milieu acide [3].....	33
Figure III.4 : Spéciation des espèces de Fe 2+ en fonction du pH à T = 25 °C.....	36
Figure IV.1 : kit de mesure de la DCO LCK514 (Originale, 2023).....	47
Figure IV.2 : DBO5 mètre (Originale , 2023).....	48
Figure IV.3 : Mesure de la DBO5 (Originale,2023)	49
Figure IV.4 : Bleu méthylène avant et après traitement par le procédé Fenton.....	53
Figure IV.5 : Appareil de Procédé d'oxydation avancée (Originale2023).....	54
Figure IV. :6 Appareil de mesure la DCO(DCO mètre).....	57
Figure IV.7 : Lentilles au l'eau usées brute et épurée.....	59
FigureV.1 : Variation journalière de l'oxygène dissous à l'entrée et sortie.....	64
FigureV.2 : Variation journalière de pH à l'entrée et à la sortie.....	65
FigureV.3 : Variation journalière de la Conductivité électrique à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	65
FigureV.4 : Variation journalière de la température à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	66
FigureV.5: Variation journalière de la DCO à l'entrée de la STEP.....	67
FigureV.6 : Variation journalière de la DCO à la sortie de la STEP.....	68

FigureV.7: Variation journalière de DBO 5 à l'entrée de la STEP.....	69
FigureV.8: Variation journalière de DBO 5 à la sortie de la STEP.....	69
FigureV.9: Variation journalière des MES à l'entrée de la STEP.....	70
FigureV.10: Variation journalière des MES à la sortie de la STEP.....	70
FigureV.11: Variation journalière des Nitrates à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	70
FigureV.12: Variation journalier de phosphore totale à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	71
FigureV.13: Variation journalière de l'Azote ammoniacal à l'entrée et à la sortie de la STEP.....	71
FigureV.14: La variation des rendements pour la Demande Chimique En Oxygène(DCO).....	73
FigureV.15: Le rendement de la Demande Biochimique En Oxygène(DBO5).....	73
FigureV.16: Le rendement des Matière En Suspension (MES).....	74
FigureV.17: Variation de l'absorption de l'eau contaminé avec Bleu méthylène en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.....	76
FigureV.18: Variation de l'absorption de l'eau usée brute en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.....	77
FigureV.19: Variation de l'absorption de l'eau usée brute en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Photo Fenton	78
FigureV.20: Variation de l'absorption de l'eau usée épurée en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.....	79
FigureV.21: Variation de l'absorption de l'eau usée épurée en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Photo Fenton.....	80
FigureV.22: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l'eau usée brute en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF).....	81
FigureV.23: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l'eau usée épurée en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF).....	82

Liste des tableaux

Titre	Page
Tableau I.1: Composants majeurs typique eau usée domestique.....	5
Tableau I.2: Les virus dans les eaux usées.....	12
Tableau I.3: Les bactéries pathogènes dans les eaux usées.....	13
Tableau III.1: Les avantages et les inconvénients des radicaux hydroxyles.....	32
Tableau III.2: Avantages et inconvénients de procédés Photo-Fenton.....	42
Tableau IV.1: Tableau de choix du volume d'échantillon.....	48
Tableau V.1: Résultat expérimentaux de la STEP de Beni Mered.....	63
Tableau V.2: Résultat de rendement.....	72
Tableau V.3: Résultats des analyses de l'eau usée brute et épurée après traitement par les procédés Fenton et Photo fenton.....	75
Tableau V.4: Le taux d'absorbance au l'eau brute par le procédé Fenton en fonction du temps	77
Tableau V.5: Le taux d'absorbance au l'eau brute par le procédé Photo Fenton en fonction du temps	78
Tableau V.6: Le taux d'absorbance au l'eau épurée par le procédé Fenton en fonction du temps	79
Tableau V.7: Le taux d'absorbance au l'eau épurée par le procédé Photo Fenton en fonction du temps	80

INTRODUCTION GENERALE :

L'eau est la vie sur la terre. Donc, l'eau est quelque chose de spécial. Chaque chose vivante sur terre (micro-organismes, plantes, animaux, êtres humains et même notre cerveau) consiste principalement en eau. Le monde contient aussi beaucoup d'eau. Plus que 70% de la totalité de l'eau contenue sur terre, seulement une petite partie qui est convenable pour la consommation humaine ou l'usage agricole (approximativement 0.5% de toute l'eau dans le monde) [1].

Cette petite fraction d'eau douce doit pourtant satisfaire l'ensemble des besoins de l'humanité [2]. Pour cela, la nécessité d'un traitement adéquat des eaux usées par lequel de contribuer à l'amélioration des performances du traitement.

Il existe plusieurs types différents de procédés de traitement des eaux usées, le procédé de traitement le plus utilisé est le procédé biologique. Le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée [3].

Même si une approche microbiologique des phénomènes de floculation est primordiale dans la conduite du procédé de traitement des eaux par boues activées, elle s'avère insuffisante pour caractériser de façon complète les propriétés des boues. Ainsi, la détermination des caractéristiques physiques des floes fournit des informations complémentaires revêtant une grande importance dans la compréhension des phénomènes hydrodynamiques régissant la séparation entre l'effluent et l'eau traitée [4].

Ces deux approches sont étroitement liées et leur considération conjointe semble indispensable pour témoigner de l'état de floculation des boues [5].

Les processus d'oxydation avancée (POA) apparaissent comme des procédés de choix car ils permettent d'obtenir une dégradation totale du polluant en association avec une diminution de la toxicité globale de l'effluent [6]

Dans cette partie bibliographique, nous allons présenter les principales techniques appliquées au traitement de l'eau polluée telles que les procédés classiques et les Procédés d'Oxydation Avancée (POA). Pour éliminer efficacement les polluants organiques.

Les réactions de Fenton et photo-Fenton qui appartiennent au domaine de la photo catalyse en milieu homogène. Les radicaux hydroxyles sont produits par la décomposition catalytique de H₂O₂ par des sels ferreux ou ferriques [7].

Les études sur la dégradation photo catalytique des polluants présentées dans la littérature ont montré qu'il existe de nombreux catalyseurs qui peuvent être utilisées dans l'élimination de polluants provenant de différentes industries [8].

L'objectif de ce travail est l'amélioration de la qualité des eaux usées par la comparaison du traitement classique des eaux usées avec des procédés d'oxydation avancée et par le couplage des procédés d'oxydation avancée avec un procédé biologique de traitement des eaux usées.

Notre mémoire est divisé en trois chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une revue bibliographique sur les eaux usées,

Le deuxième chapitre, nous présenterons une brève synthèse bibliographique sur le traitement biologique des eaux usées.

- Dans le troisième chapitre, nous présenterons les données bibliographiques sur les procédés d'oxydation avancée et en particulier le procédé Fenton et Photo Fenton.

-Dans le quatrième chapitre décrira les méthodes d'analyse employé au cours de cette étude.

- Dans le dernier chapitre, est consacré aux résultats expérimentaux et à leur interprétation.

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées

1. Définition des eaux usées :

Les eaux usées sont utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué qui sont rejetées dans un émissaire d'égout. Ils regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux Ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines).[9]

2. Les types des eaux usées :

On distingue 3 types des eaux usées.

2.1. Les eaux usées domestique :

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux ménagères (eaux de toilette, de Lessive, de cuisine) et les eaux vannes (urines et matières fécales), dans le système dit « tout-à-l'égout » . [9]

Les eaux usées domestiques contiennent des matières minérales et des matières Organiques. Les matières minérales (chlorures, phosphates, sulfates, etc.) et les matières Organiques constituées de composés ternaires, tels que les sucres et les graisses (formés de Carbone, oxygène et hydrogène, mais aussi d'azote et, dans certains cas, d'autres corps tels Que soufre, phosphore, fer, etc.).[10]

2.2. Les eaux usées urbaine :

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de Ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des Caniveaux, des marchés et des cours).

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les Voies publiques et les marchés entraînent toutes sorte de déchets minéraux et organiques : de La terre, des limons, des boues, des silts, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, Feuilles, graines, etc.) Et toute sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides venant des Jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, Débris microscopique de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules. Plomb venant du plomb tétra éthyle contenu dans l'essence, retombées diverses de l'atmosphère, provenant notamment des cheminées domestiques et des cheminées d'usines. [11]

2.3. Les eaux usées industrielles :

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

La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certains de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; Elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, c'est le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux .[12]

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement [9]

- ils sont directement rejetés dans le réseau domestique.
- ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique
- ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

3.Origine des eaux usées :

Selon Eckenfelder, (1982), les eaux usées proviennent de quatre sources principales :

- 1- Les eaux usées domestiques.
- 2- Les eaux usées industrielles.
- 3- Les eaux de pluie et de ruissellement dans les villes.
- 4- Le ruissellement dans les zones agricoles.

4. Composition des eaux usées :

La composition des eaux usées (Tableau 1), est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.)

1/ que les montants de TDS et les chlorures devraient être augmentés par les Concentrations de ces composants dans l'eau issue des voitures.

2 / **DBO 5** est la demande biochimique en oxygène à 20°C pendant 5 jours, c'est une mesure de la matière organique biodégradable dans les eaux usées.[6]Selon Faby, (1997), elle dépend :

- de l'activité humaine (eaux ménagères et eaux vannes).

- de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et, accessoirement, de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau, pour les composés chimiques.- de la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain. Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux microorganismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les matières en suspension, les micro-organismes, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives [9]

Tableau I.1: Composants majeurs typique d'eau usée domestique.

Constituants	Concentration (mg/l)		
	Fort	Moyen	Faible
Solides totaux	1200	700	350
Solides dissous (TDS) 1	850	500	250
Solides suspendus	350	200	100
Azote (en P)	85	40	20
Phosphore (en P)	20	10	6
Chlore 1	100	50	30
Alcalinité (en CaCO ₃)	200	100	50
Graisses	150	100	50
DBO5	300	200	100

4.1. Les matière en suspension :

Les matières en suspension sont en majeure partie de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures.[13]

4.2. Les micropolluants organiques et non organiques :

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces Polluants dans les organismes.[9]

4.2.1. Eléments traces :

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb.

Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) Sont présents à l'état de traces.[14]

Certains éléments traces, peu nombreux, sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux : le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments.[13]

4.2.2. Les micropolluants organiques :

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc.

Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore (haloformes).[15]

Les principales familles de la chimie organique de synthèse sont représentées :

Hydrocarbures polycycliques aromatiques, chlorophénols, phtalates. avec une concentration de l'ordre de 1 à $10\mu\text{g/l}$ dans les effluents. Dans le sol, ces micropolluants restent liés à la matière organique ou adsorbés sur les particules du sol. Cependant, quelques composés ioniques (pesticides organochlorés, solvants chlorés) peuvent être entraînés en profondeur.

Il semble que les plantes soient susceptibles d'absorber certains composés organiques, mais il existe peu de données disponibles à ce sujet. Les PCB, quant à eux, restent fixés à 97% dans les racines.

En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues et c'est surtout lors de l'épandage de ces dernières que leurs teneurs devront être contrôlées.[13]

Les pesticides sont les éléments traces les plus surveillés, et une étude d'impact et de métabolisme est obligatoire avant leur mise sur le marché. Par contre, le danger représenté par tous les autres polluants organiques est encore mal apprécié actuellement. Les contrôles de routine ne permettent pas de repérer toutes les toxines. Par ailleurs, on ne connaît rien de la toxicité des mélanges complexes qui peuvent se former par réaction entre les différents contaminants.[9]

4.2.3. Les substances nutritives :

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments, le zinc, le bore et le soufre, indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non. D'une façon générale, une lame d'eau résiduaire de 100 mm peut apporter à l'hectare :

- de 16 à 62 kg d'azote,

- de 2 à 69 kg de potassium,

- de 4 à 24 kg de phosphore,

- de 18 à 208 kg de calcium, · de 9 à 100 kg de magnésium,

- de 27 à 182 kg de sodium.[13]

4.2.3.1. L'azote :

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4^+).[16]

La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes :

- N organique à NH_4^+ : ammonification

- NH_4^+ NO_2^- : nitritation par Nitrosomonas

- NO_2^- NO_3^- : nitratisation par Nitrobacter .[17]

4.2.3.2. Le phosphore :

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l (soit 15 à 35 mg/l en P₂O₅). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement[18]. Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes. On ne rencontre pas en général de problèmes liés à un excès de phosphore[19].

5.Pollution de l'eau :

5.1.L'origine de la pollution :

La pollution de l'eau connaît différentes origines : naturelle, domestique, industrielle et agricole.

L'origine naturelle implique un phénomène tel que la pluie, lorsque par exemple l'eau de ruissellement passe à travers des terrains riches en métaux lourds ou encore lorsque les précipitations entraînent les polluants de l'atmosphère vers le sol.

L'origine domestique concerne les eaux usées ménagères (salle de bains, cuisine, ...etc.), les eaux vannes (WC...etc.), ainsi que les eaux rejetées par les hôpitaux, commerces,...etc.

Quant à l'origine agricole et industrielle, elle concerne par exemple les eaux surchargées par des produits issus de l'épandage (engrais, pesticides) ou encore les eaux contaminées par des résidus de traitement métallurgique, et de manière plus générale, par des produits chimiques tels que les métaux lourds, les hydrocarbures...etc.

5.2. Les types de la pollution :

5.2.1. Pollution physique :

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales.

Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes [9]

- **pollution mécanique :**

Elle résulte des décharges de déchets et de particules solides apportés par les eaux résiduaires industrielles, ainsi que les eaux de ruissellement.

Ces polluants sont soit les éléments grossiers soit du sable ou bien les matières en suspension MES.[20]

- **Pollution thermique :**

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..); l'élévation de température qu'elle induit diminue la teneur en oxygène dissous. Elle accélère la biodégradation et la prolifération des germes. Il se trouve qu'à charge égale, un accroissement de température favorise les effets néfastes de la pollution [20]

- **Pollution radioactive :**

La pollution des eaux par des substances radioactive pose un problème de plus en plus grave, a un effet direct sur les peuplements aquatiques en raison de la toxicité propre de ses éléments et des propriétés cancérigènes et mutagènes de ses rayonnements.

5.2.2. Pollution chimique :

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle, domestique et agricole. La pollution chimique des eaux est regroupée dans deux catégories:

-**Organique** (hydrocarbures, pesticides, détergents..).

-**Minérale** (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...).

a- Pollution organique :

C'est les effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...), et par les effluents domestique (déjections humaines, graisses,...etc.), La première conséquence de cette pollution consommation d'oxygène dissous de ces eaux.

Les polluants organiques ce sont principalement les détergents, les pesticides et les hydrocarbures.

a.1.Les détergents :

sont des composés tensioactifs synthétiques dont la présence dans les eaux est due aux rejets d'effluent urbains et industriels. Les nuisances engendrées par l'utilisation des détergents sont :

- L'apparition de goût de savon.

- La formation de mousse qui freine le processus d'épuration naturelle ou artificielle.

- Le ralentissement du transfert et de la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

a.2. Les pesticides :

on désigne généralement comme des produits utilisés en agriculture les conséquences néfastes dues aux pesticides sont liées aux caractères suivants :

- Rémanence et stabilité chimique conduisant à une accumulation dans les chaînes alimentaires. - Rupture de l'équilibre naturel.

a.3. Les hydrocarbures :

provenant des industries pétrolières et des transports, qui sont des substances peu solubles dans l'eau et difficilement biodégradables, leur densité inférieure à l'eau les fait surnager. En surface, ils forment un film qui perturbe les échanges gazeux avec l'atmosphère.[21]

b - Pollution minérale :

La pollution minérale des eaux peut provoquer le dérèglement de la croissance végétale ou trouble physiologique chez les animaux. Le polluant minéral ce sont principalement les métaux lourds et les éléments minéraux nutritifs.[22]

b.1. Les métaux lourds :

sont essentiellement le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le plomb l'argent (Ag), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Ces éléments, bien qu'ils puissent avoir une origine naturelle (roches du sous-sol, minerais), proviennent essentiellement de la contamination des eaux par des rejets d'activités industrielles diverses (traitements de surface, galvanoplastie, hydrométallurgie, industries minières, chimique, pétrochimique, pharmaceutique,...etc.). Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique.[23]

b.2. Les éléments minéraux nutritifs :

(nitrates et phosphates) : provenant pour l'essentiel de l'agriculture et des effluents domestiques.[22], il est à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques

5.2.3. Pollution microbiologique :

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes.[9]

3.a. Les virus :

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries (Tableau 2). Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation .[24]

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel.

Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal ; parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A [19]

Tableau I.2 : Les virus dans les eaux usées.

Agent pathogène	Symptomes,maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principale
Virus de l'hépatite A	Hépatite A.		Ingestion
Virus de l'hépatite B	Hépatite B.		Ingestion
Rotavirus	Vomissement,diarrhée.	400 à 85000	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement,diarrhée.		Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, Conjonctivite,vomissement.		Ingestion
Astrovirus	Vomissement,diarrhée.		Ingestion
Calicivirus	Vomissement,diarrhée.		Ingestion
Coronavirus	Vomissement,diarrhée.		Ingestion/ Inhalation
Réovirus	Affection respiratoire bénigne,diarrhée.		Ingestion
Entérovirus			Ingestion
Poliovirus	Paralyse,méningite, fièvre	182 à 492000	Ingestion
Coxsackie A	Méningite,fièvre,pharyngite, Maladie,respiratoire.		Ingestion

Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du cœur (si contamination pendant la grossesse) éruption cutanée, méningite, maladie respiratoire.		Ingestion
Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre.		Ingestion
Entréovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite, Hémorragique aigue, fièvre.		Ingestion

Source : thèse de magistère, université de mentouri Constantine, utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines, [24]

3.b. Les bactéries :

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau (tableau 3). Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μ m. La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g. [19]

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10⁶ à 10⁷ bactéries/100 ml dont 10⁵ proteus et entérobactéries, 10³ à 10⁴ streptocoques et 10² à 10³ clostridiiums. Parmi les plus communément rencontrés, on trouve les salmonellas dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents, dont ceux responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau ce sont les coliformes thermotolérants. [13]

Tableau I.3 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées.

Agent pathogène	Symptomes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principale
Salmonella	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose.	23 à 80000	Ingestion
Shigella	Pyssenterie bacillaire.	10 à 10000	Ingestion
E.coli	Gastro-entérite.		Ingestion
Yersinia	Gastro-entérite.		Ingestion
Compylibacter	Gastro-entérite.	37000	Ingestion
Vibrio	Choléra.	100 à 100000	Ingestion
Leptospira	Leptophirose.		Cutanée/Inhalation /Ingestion
Legionella	Légionellose.		Ingestion
Mycobacterium	Tuberculose.		Ingestion

Source : thèse de magistère, université de mentouri Constantine, utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines.[24]

3.c.Les protozoaires :

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte.

Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées[9]. Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et giardia lamblia.[19]

6.Caractéristiques des eaux usées :

6.1.Caractéristique physique :

a-Température

La température est un facteur écologique important du milieu. Elle permet de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment).

De plus en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau. Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision, en effet celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels

dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels. Elle agit aussi comme un facteur physiologique agissant sur le métabolisme de croissance des micro-organismes vivant dans l'eau.[27]

b-Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau.

c-Turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible

part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale [27]

d-Matières en suspension (MES) :

Les MES représentent les matières qui ne sont ni à l'état dissous ni à l'état colloïdales, donc filtrable. Elles sont organiques et/ou minérales et permettent une bonne évaluation du degré de pollution d'une eau.

e-Matières décantables :

De nombreuses particules peuvent constituer des impuretés d'une eau. Les techniques analytiques nécessaires à leurs déterminations dépendent des dimensions de ces particules. Les impuretés présentes dans l'eau ont pour origine soit des substances minérales, végétales ou animales.

Les matières décantables sont les matières des grandes tailles, entre 40 micromètres et 5 millimètres et qui se déposent sans traitement physique et chimique.

6.2. Caractéristiques chimiques :

a- pH

Le pH d'une eau représente son acidité ou son alcalinité dont le plus important est habituellement la concertation en an hydrique de carbone liée à la minéralisation totale.

b-Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse.

Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène (torrent), alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène.

c-Demande biologique en oxygène (DBO5)

Exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques présentes dans les eaux usées par les microorganismes du milieu. Mesurée par la consommation d'oxygène à 20°C à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique des matières organiques carbonées.[15]

d-Demande chimique en oxygène (DCO)

C'est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire qui correspond à la quantité des matières oxydables par oxygène renfermé dans un effluent. Elles représentent la plupart des composés organiques (détergents, matières fécales).

E-Carbone organique total (COT)

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation, dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés chimiques ou biologiques. Ces fractions sont caractérisées par la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO).

Certaines matières organiques échappent à ces mesures ; dans ce cas, le dosage du COT est mieux adapté. Il est indépendant de l'état d'oxydation de la matière organique et ne mesure pas les éléments inorganiques tels que l'azote et l'hydrogène qui peuvent être pris en compte par la DCO et la DBO.

La détermination porte sur les composés organiques fixés ou volatils, naturels ou synthétiques, présents dans les eaux résiduaires (celluloses, sucres, huiles, etc.). Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on obtiendra le carbone dissous (DCO) ou le carbone organique total (COT). Cette mesure permet de faciliter l'estimation de la demande en oxygène liée aux rejets, et d'établir éventuellement une corrélation avec la DBO et la DCO.[28]

f-Azote

Dans les eaux usées domestiques, l'azote est sous forme organique et ammoniacale, on le dose par mesure du N-NTK (Azote Total) et la mesure du N-NH₄.

Azote total = Azote ammoniacal + Azote organique [29]

L'azote organique, composant majeur des protéines, est recyclé en continu par les plantes et les animaux. L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH₃ et l'ammonium NH₄⁺, dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température. L'ammonium est souvent dominant ; c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal ; en milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrites puis en nitrates; ce qui induit une consommation d'oxygène [28]

g-Nitrites (NO₂⁻)

Les ions nitrites (NO₂⁻) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH₄⁺) et les ions nitrates (NO₃⁻). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitratisation.

Les nitrites proviennent de la réduction bactérienne des nitrates, appelée dénitrification. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température.[30]

h-Nitrates (NO₃⁻)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitratâtes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates.

Les nitrates ne sont pas toxiques ; mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrates.[30]

CHAPITRE II

Procédés de traitement des eaux usées

1. Les déversements d'eaux usées dans le milieu naturel :

Le rejet direct des eaux usées domestiques dans le milieu naturel perturbe l'équilibre aquatique en transformant les rivières en égouts à ciel ouvert. Cette pollution peut aller jusqu'à la disparition de toute vie. Il faut retirer des eaux usées un maximum de déchets, avant de les rejeter dans l'environnement, pour que leur incidence sur la qualité de l'eau, en tant que milieu naturel aquatique, soit la plus faible possible.[17]

Quant les eaux usées ou les eaux résiduaires industrielles ne sont pas épurées avant le rejet dans le milieu naturel, l'altération de ce dernier et les déséquilibres qui s'y produisent ont non seulement des effets immédiats sur les utilisations de l'eau, mais aussi des effets à long terme, parfois irréversibles dans le domaine de la vie humaine.[10]

1.1. La nécessité de l'épuration :

Les caractéristiques d'une station d'épuration et le degré de traitement doivent être tels que l'effluent n'altère pas l'état du milieu récepteur dans une mesure incompatible avec les exigences de l'hygiène et de la salubrité publique et, d'une façon générale, avec les exigences des diverses utilisations ou activités (alimentation en eau des hommes et des animaux, utilisation agricole ou industrielles, production piscicole ou production de coquillages, navigation, baignades et autres activités sportives)[25]

1.2. Les stations d'épuration (STEP) :

Elles constituent une autre voie d'élimination des eaux usées dans la mesure où celles-ci y subissent toute une batterie de traitements avant leur déversement dans le milieu naturel. Une STEP, généralement placée à l'extrémité aval d'un réseau est conçue pour épurer les eaux usées et limiter l'apport en excès de matière organique et dans certains cas, de substances minérales telles les nitrates et les phosphates dans les milieux récepteurs Sachant que certaines substances contenues dans un effluent, à partir d'une certaine concentration, peuvent constituer un danger pour la communauté aquatique, l'épuration des eaux usées diminue l'impact sur les écosystèmes aquatiques.[31]

2. Traitement des eaux usées :

L'objectif principal du traitement est de produire des effluents traités à un niveau approprié et acceptable du point de vue du risque pour la santé humaine et l'environnement. à cet égard, le traitement des eaux résiduaires le plus approprié est celui qui fournit, avec certitude, des effluents de qualité chimique et microbiologique exigée pour un certain usage spécifique, à bas prix et des besoins d'opération et d'entretien minimaux.

Procédés de traitement des eaux usées

Les stations d'épuration des eaux résiduaires, indépendamment du type de traitement, réduisent la charge organique et les solides en suspension et enlèvent les constituants chimiques des eaux usées qui peuvent être toxiques aux récoltes ainsi que les constituants biologiques (microbes pathogènes) qui concernent la santé publique en général.

Les différents degrés de traitements conventionnels sont :

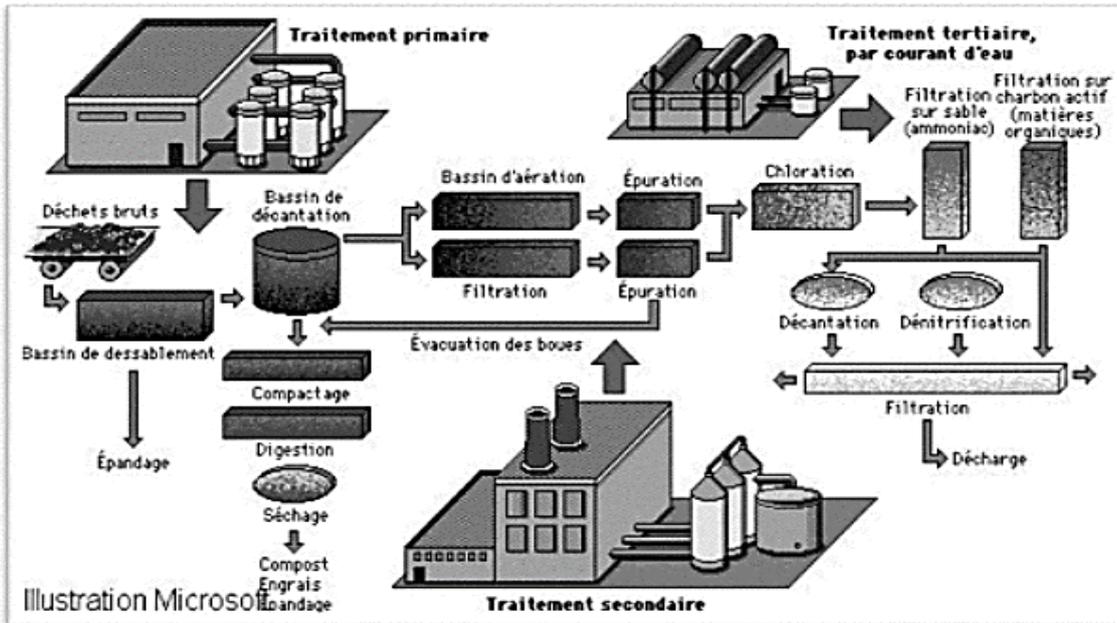


Figure II.1 : Les étapes de traitement des eaux usées.

2.1. Procédés des traitements usées :

II.2.1.1. PRETRAITEMENT :

Généralement, les prétraitements ont pour objectif d'éliminer les éléments les plus grossiers pour éviter le colmatage des modules par les matières en suspension (MES).

Dans le prétraitement de la STEP de Beni Mered, les effluents passent par deux opérations :

- dégrillage (quatre (4) lignes) ,
- dessablage /désuilage(trois (3) lignes).



Figure II.2: Prétraitement.

2.1.1.1. Dégrillage

Le dégrillage et le tamisage permettent de retirer de l'eau les déchets insolubles tels que les branches, les plastiques, serviettes hygiéniques, etc. En effet, ces déchets ne pouvant pas être éliminés par un traitement biologique ou physico-chimique, il faut donc les éliminer mécaniquement. Pour ce faire, l'eau usée passe à travers une ou plusieurs grilles dont les mailles sont de plus en plus serrées. Celles-ci sont en général équipées de systèmes automatiques de nettoyage pour éviter leur colmatage, et aussi pour éviter le dysfonctionnement de la pompe (dans les cas où il y aurait un système de pompage).

- **Un dégrillage grossier** : l'eau brute passe à travers une première grille qui permet l'élimination des matières de diamètre supérieur à 50mm.
- **Un dégrillage fin** : après le relevage de l'eau par quatre pompes ($1250\text{m}^3/\text{h}$ pour chacune), il passe par deux grilles à câble composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. L'espacement des barreaux est de 20mm, la vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s.[32]



Figure II.3: Dégrilleur automatique fin.

2.1.1.2. Dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire les graviers, sables et autres particules minérales de diamètres supérieures à 0,2 mm contenus dans les eaux usées, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduits, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion, l'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessabler » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage.[33] Ces particules sont ensuite aspirées par une pompe. Les sables extraits peuvent être lavés avant d'être mis en décharge, afin de limiter le pourcentage de matières organiques, sa dégradation provoquant des odeurs et une instabilité mécanique du matériau.



Figure II.4: Ligne de dessableur -déshuileur.

2.1.1.3. Déshuilage

C'est généralement le principe de la flottation qui est utilisé pour l'élimination des huiles. Son principe est basé sur l'injection de fines bulles d'air dans le bassin de déshuilage, permettant de faire remonter rapidement les graisses en surface (les graisses sont hydrophobes). Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface.

Il est important de limiter au maximum la quantité de graisse dans les ouvrages en aval pour éviter par exemple un encrassement des ouvrages, notamment des canalisations.[34]



Figure II.5: Stockage des graisses.

Figure II.6: Classification des sables.

2.1.2. Traitement primaire :

Enlèvement des solides organiques et inorganiques sédimentables ainsi que les matériaux flottants.[18]

La décantabilité des matières dans un bassin est déterminée par l'indice de Mohlman. Cet indice est déterminé chaque jour dans les stations d'épuration importantes afin de vérifier le bon fonctionnement du système.

À la fin de ce traitement, la décantation de l'eau a permis de supprimer environ 60 % des matières en suspension, environ 30 % de la demande biologique en oxygène (DBO) et 30% de la demande chimique en oxygène (DCO). Cette part de DBO5 supprimée était induite par les matières en suspension. La charge organique restant à traiter est allégée d'autant. Les matières supprimées forment au fond du décanteur un lit de boues appelé boues primaires.[35]



Figure II.7: Décanteur primaire de la STEP de Béni Mered.

2.1.2.3. Traitement secondaire (traitement biologique) :

Enlèvement des matières organiques solubles et des matières en suspension des eaux usées traitées primaires.[18]

Les procédés d'épuration secondaire (ou biologique) comprennent des procédés biologiques, naturels ou artificiels, faisant intervenir des microorganismes aérobies pour décomposer les matières organiques dissoutes ou finement dispersées[11]. La dégradation peut se réaliser par voie aérobie (en présence d'oxygène) ou anaérobie (en l'absence d'oxygène).

a- **la voie anaérobie** : si les réactions s'effectuent à l'abri de l'air, en milieu réducteur. Le carbone organique, après dégradation, se retrouve sous forme de CO₂, méthane et biomasse. Ce type de traitement appelé « digestion anaérobie » n'est utilisé que pour des effluents très concentrés en pollution carbonées, de type industriel (basserie, sucrerie, conserverie ...)

b- **la voie aérobie** : si l'oxygène est associé aux réactions. Cette voie est celle qui s'instaure spontanément dans les eaux suffisamment aérées. Le carbone organique se retrouve sous forme de CO₂ et de biomasse [33].

L'épuration biologique des eaux usées peut être mise en œuvre dans les micro-organismes se développent en suspension dans l'eau (boues activées), ou encore dans réacteurs à biomasse fixée dans lesquelles les micro-organismes se développent sur un support grossier ou sur garnissage plastique (lit bactériens), sur de disque (disques biologiques).

2.1.3.1. boues activées :

Les traitements réalisés en station d'épuration consistent à dégrader et séparer les polluants de l'eau (particules, substances dissoutes, microorganismes) par des procédés physiques, chimiques et biologiques pour ne restituer au milieu aquatique qu'une eau de qualité suffisante au regard du milieu récepteur.

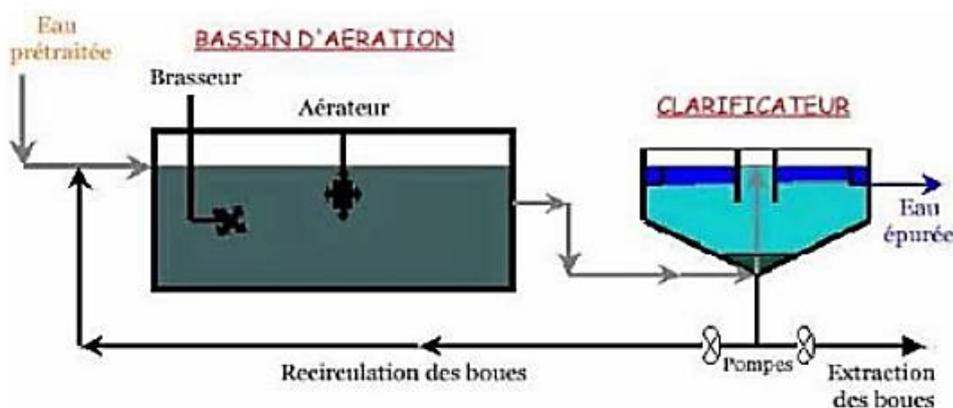
Le résultat de ces opérations est la production de boues qui est le principal sous-produit du cycle de traitement de l'eau. Donc les boues d'épuration urbaines résultent du traitement des eaux usées domestiques qui proviennent de l'activité des particuliers et éventuellement des rejets industriels dans les réseaux des collectivités après avoir suivi un prétraitement obligatoire.[36]



Figure II. 8: les boues d'épuration.

Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas :

- un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice,
- un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne,
- un dispositif de recirculation assurant le retour vers le bassin d'aération de la boue biologique récupérée dans le clarificateur. Cela permet de maintenir dans ce bassin la quantité (ou concentration) de micro-organismes nécessaires pour assurer le niveau d'épuration recherché,
- un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès, c'est-à-dire du surplus De culture bactérienne synthétisée en permanence à partir du substrat,
- un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération,
- un dispositif de brassage de ce même bassin, afin d'assurer au mieux le contact entre les cellules bactériennes et la nourriture,[33]



FigureII.9: schéma du traitement biologique aérobie à boue activée.

2.1.3.2. Lit bactérien :

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux. Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO5.[37]

2.1.4. Traitement tertiaire :

A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont normalement rejetées dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une réutilisation des eaux usées épurées (REUE), les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires, essentiellement pour éliminer les micro-organismes qui pourraient poser des problèmes sanitaires. Ce ne sont pas des traitements d'épuration « classiques » (mis à part le lagunage) ; par contre ils sont fréquemment utilisés dans les usines de production d'eau potable.[12]

2.1.4.1- Traitement bactériologique par rayonnement UV :

Le traitement par rayons ultraviolets utilise des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées. La durée d'exposition nécessaire est très courte (20 à 30 s).

2.1.4.2. Traitement par voie physico-chimique :

Le traitement tertiaire inclut un ou plusieurs des processus suivants:

- désinfection par le chlore ou l'ozone (pour éliminer les germes pathogènes).
- neutralisation des métaux en solution dans l'eau : en faisant varier le pH de l'eau dans certaines plages, on obtient une décantation de ces polluants.

2.1.4.3. Traitement des odeurs :

Les premières phases du traitement, le dégrillage, le dessablage/déshuilage et la phase anaérobie du traitement biologique sont généralement confinées dans des bâtiments plus ou moins étanches afin que les mauvaises odeurs ne se répandent pas dans l'environnement de la station. Ce qui provoquerait des nuisances olfactives inacceptables par les riverains. Cet air nauséabond est collecté et traité. Il passe par trois tours de lavage : une d'acide sulfurique (H_2SO_4), une de Javel et une de soude.[38]

3.1. Problématique des boues :

Le processus de dépollution des eaux usées urbaines produit d'un côté de l'eau épurée ; de l'autre des sous-produits en grande quantité : les boues ; représentant chaque jour un volume considérable, ces boues doivent trouver une destination en continu.

3.2. Origine des boues :

Les éléments polluants et leurs produits de transformation, retirés de l'eau usée au cours du traitement d'épuration, se trouvent rassemblés, dans la grande majorité des cas, dans suspension, plus ou moins concentré, dénommées « boues » .

La composition d'une boue urbaine dépende à la fois de la nature de la pollution initiale de l'eau et des procédés de traitement auxquels elle a été soumise dans la station d'épuration.[27]

Présentation de l'ONA :

L'Office National de l'Assainissement (ONA) est un établissement public national à caractère industriel et commercial doté de la personnalité morale et de l'autonomie financière. Il a été créé par le décret exécutif n° 01-102 du 27 Moharrem 1422 correspondant au 21 Avril 2001. L'Office est placé sous la tutelle du ministre chargé des ressources en eau, et son siège social est situé à Alger.

PRESENTATION DE LA STEP DE BENI MERED

1.1. DESCRIPTION GENERALE SUR LA STEP :

La station traitera les eaux usées de l'aire urbaine de BLIDA-BENI MERED, et des industries connectées. Elle est implantée sur (6) hectares, située à l'Est de la route nationale N°1 à proximité d'Oued Béni Azaa traversant les localités de Blida, Ouled Aiche et Beni Mered, sur une distance de 30 km, ou encore de l'oued Lekhel, oued Ftiss, oued El Harrach, oued Bouroumi et autres. Environ 5 km au nord-est de Blida et à

environ 40 km au sud-ouest d'Alger et à environ 30 km au nord-est de Médéa. Cette STEP est pilotée par l'ONA (Zone d'Alger) depuis les années quatre-vingt du vingtième siècle.



Figure II.10 : STEP de Beni Mered .

Elle traite les eaux usées issues de grand Blida :

- Commune de Beni Mered.
- Commune de Blida.
- Commune d'Ouled yaich.
- Commune de Bouarfa.

NOTRE CHAÎNE D'ÉPURATION SE DEVISE EN DEUX PARTIES :

- UNE CHAÎNE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX.
- UNE CHAÎNE POUR LE TRAITEMENT DES BOUES.

CHAPITRE III

**Généralités sur les procédés d'oxydation Avancée
(PAO) et sur le procédé de Fenton
et Photo Fenton .**

1. Introduction

Durant les dernières décennies, de très nombreux procédés d'oxydation avancée ont été étudiés à l'échelle laboratoire (mécanismes réactionnels, étude cinétique...) ou à l'échelle pilote (étude de faisabilité, évaluation technico-économique...).

Dans ce chapitre, nous présentons une synthèse bibliographique sur les mécanismes d'oxydation par le radical hydroxyle, les réactions prépondérantes intervenant dans le procédé de Fenton et les avantages de ce procédé.

2. Procédés d'Oxydation Avancée (POA)

Les Procédés d'oxydation avancée sont des procédés de traitement d'eau ayant connu une évolution rapide au cours des vingt dernières années. Elles appartiennent à la dernière génération de techniques mises au point dans ce domaine. Elles ont pour but la minéralisation totale de polluants organiques en CO₂, H₂O et ions inorganiques. Lorsque la charge polluante est trop élevée ou le débit est trop important pour une minéralisation totale, elles visent au moins la dégradation des polluants en composés moins toxiques et biodégradables. Contrairement des méthodes physiques (séparation ou transfert de matière), les méthodes d'oxydation chimique visent la destruction des polluants cibles et non la séparation ou le changement de phase. Elles fournissent une solution complète à l'abattement de pollution aqueuse et ne sont pas concernées par des problématiques d'élimination de déchets secondaires ou concentrés (filtrats, concentras, adsorbats, boues biologiques, etc.). De plus, elles fonctionnent à température et pression ambiante.[39]

Les POA sont fondés sur le même principe de base : générer des espèces radicalaires très oxydantes, comme par exemple les radicaux hydroxyles (OH•), pour dégrader les polluants organiques. De par leur très forte réactivité et grand pouvoir oxydant. Les radicaux hydroxyles sont des oxydants peu sélectifs, qui sont capables de dégrader toutes sortes de polluants organiques.

Les POA conviennent pour le traitement des eaux usées lorsque la DCO ≤ 5 g L⁻¹.

L'oxydation humide est optimale pour des valeurs de DCO comprises entre 20 et 200 g L⁻¹ et au-delà de 200 g L⁻¹ l'incinération se révèle être la technique la plus efficace. Une large gamme de POA est connue aujourd'hui et les processus de génération des radicaux hydroxyles sont très variables. Ainsi, leur forte réactivité et leur grande instabilité font qu'ils sont produits de façon continue au moyen de plusieurs processus chimiques, photochimiques et/ou électrochimiques. Une classification des principaux procédés de production de ces radicaux est donnée sur la figure (III.1). Ces techniques sont des alternatives très intéressantes pour la dégradation de polluants organiques non biodégradables.[40]

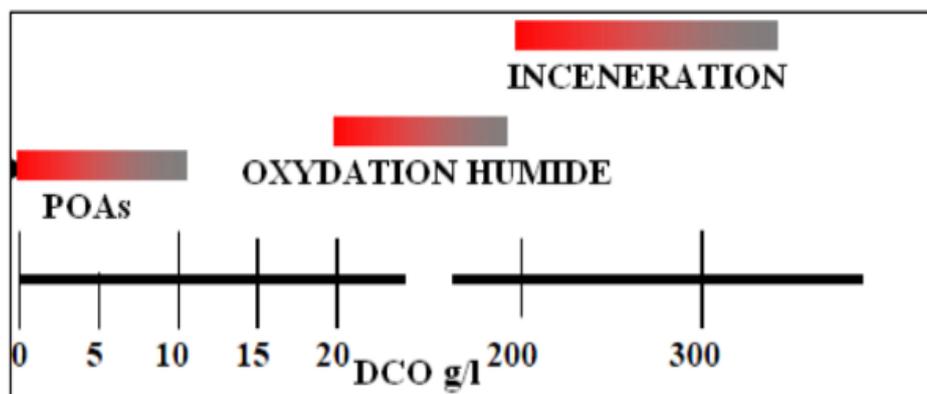


Figure III. 1: Classification des principaux procédés de production des radicaux hydroxyles set domaine d'application des POA.

On présente sur la figure (III. 2), les principaux procédés d'oxydations avancées.

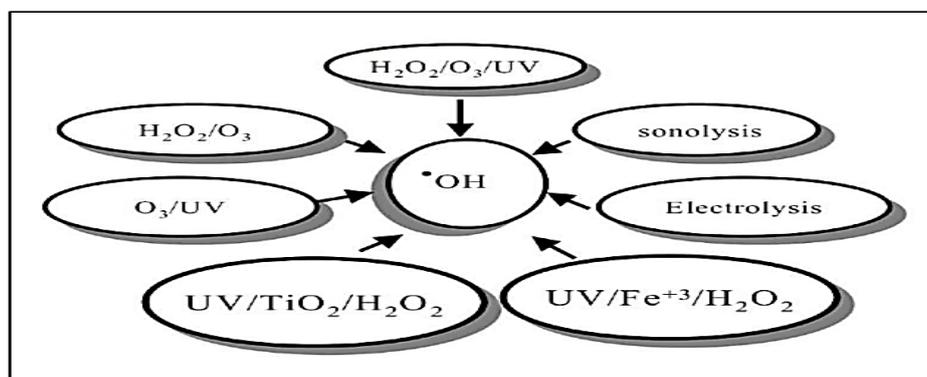


Figure III. 2 : présentation des principaux procédés avancés d'oxydation.

Parmi ces techniques, le procédé de Fenton ($\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$) qui repose sur le principe de la (photo) catalyse en phase homogène. Dans la suite, nous présenterons plus en détail Procédé de Fenton ($\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$) qui est retenu notre attention dans ce travail.

3. Description et caractéristiques de OH^\bullet

Le radical hydroxyle (OH^\bullet) est une molécule composée d'un atome d'oxygène et d'hydrogène possédant un électron non apparié (électron célibataire) sur son orbital externe. Contrairement aux ions, les radicaux hydroxyles sont produits à partir d'une rupture homolytique d'une liaison covalente, c'est à-dire que les deux électrons mis en jeu lors de cette liaison sont également partagés, un électron pour chaque atome. Cette caractéristique lui confère un caractère fortement polaire et, par voie de conséquence, il est très réactif vis-à-vis de nombreux composés organiques (aromatiques et aliphatiques), inorganiques et bactériens. Il s'agit d'espèces hautement réactives caractérisées par une demi-vie de l'ordre de 10^{-9} sec.[41]

4.Réactivité des radicaux hydroxyles

Les réactions d'oxydation impliquant les radicaux hydroxyles en présence de substrats organiques (en milieu aqueux) sont principalement des réactions d'addition électrophile et des réactions d'abstraction d'hydrogène.[42]

Les radicaux hydroxyles réagissent sur un très grand nombre de molécules. Leur attaque sur les composés organiques et minéraux se fait selon les modes suivants:

- **Arrachement (abstraction) d'un atome d'hydrogène (déshydrogénation) ;**

Ce type de mécanisme est réalisé sur les chaînes hydrocarbonées saturées au niveau des quelles se créent des sites radicalaires attaqués par l'oxygène. Ce processus mène à la rupture homolytique d'une liaison C-H.



- **Addition sur une double liaison éthylénique ou aromatique (hydroxylation) ;**

Cette addition donne naissance à des radicaux hydrox alkyles par attaque sur une chaîne linéaire éthylénique ou cyclohexadiényle lorsqu'il s'agit d'un noyau aromatique.



□ Transfert électronique ; Ce phénomène d'oxydation conduit à l'ionisation de la molécule. Ce mode d'action ne s'observe pas souvent avec les composés organiques.

C'est un mécanisme qui vient après l'impossibilité de réactions par addition électrophile ou abstraction d'atomes d'hydrogène. Il a lieu essentiellement par réaction avec les ions.



Ou :

M, métal : Fe²⁺, Cu²⁺, Sn²⁺, Mn²⁺, Ag⁺, Co²⁺ etc...).

L'utilisation des radicaux •OH dans la dépollution des eaux contaminées est justifiée par un certain nombre d'avantages dont certains sont consignés dans le tableau (4).

Tableau III. 1: Les avantages et les inconvénients des radicaux hydroxyles.

Avantages	Inconvénients
Production in situ de radicaux réactifs, Pas ou peu de produits chimiques utilisés, Minéralisation des polluants, Dégradation rapide.	Procédés émergents, Problèmes économiques, Contraintes techniques Non adapté au traitement de grands volumes.

5. Procédé Fenton ($\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$)

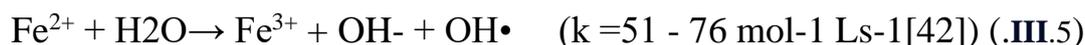
1. Définition

La production des radicaux $\text{OH}\cdot$ à partir du réactif de Fenton est un processus identifié depuis les années 30. Bien que le réactif de Fenton ait été découvert à la fin du 19^{ème} siècle, son application comme procédé d'oxydation pour oxyder des composés toxiques n'a pas été expérimentée avant la fin des années 60.

2. Principe de Procédé

Le système de Fenton classique consiste en un simple mélange de deux réactifs, le fer ferreux et le peroxyde d'hydrogène. D'autres systèmes Fenton ont été développés ces dernières années pour améliorer les performances de ce procédé, et réduire le coût d'utilisation dans certains cas. Il s'agit des procédés photo-Fenton, et électro-Fenton.[43]

La réaction de Fenton (réaction III.5) en solution aqueuse est basée sur la décomposition du peroxyde d'hydrogène (agent oxydant ($E^0 = 1,77 \text{ V}$ [37]) en présence d'ions ferreux pour produire un radical hydroxyle, ce dernier constituant l'espèce oxydante prédominante ($E(\cdot\text{OH}/\text{H}_2\text{O})^0 = 2,81 \text{ V/ESH}$ (électrode standard à hydrogène, à 25°C et en milieu acide), alors que pour $\text{H}_2\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$, $E^0 = 1,76 \text{ V}$, pour $\text{HO}\cdot / \text{H}_2\text{O}_2$, $E^0 = 1,44 \text{ V}$ et pour $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$, $E^0 = 0,77 \text{ V}$, dans les mêmes conditions).



En effet la réaction de Fenton constitue un système assez complexe. De nombreuses réactions parasites accompagnent cette réaction selon le milieu et les conditions opératoires.

La Figure (III. 3) schématise la formation des radicaux hydroxyles à partir du réactif de Fenton(1), sa réaction avec les composés organiques et minéraux mais aussi la régénération du Fe²⁺ (3) et du radical hydro peroxyde à partir du complexe ferrique (FeOH₂)²⁺ issu de la réaction entre le fer ferrique et le peroxyde d'hydrogène (2). Cette complexité provient de la réaction entre le Fe³⁺ et le H₂O₂ d'une part et la réaction des radicaux formés avec les réactifs Fe²⁺ et H₂O₂ d'autre part. Les ions Fe²⁺ et le Fe³⁺ peuvent également se lier à des ligands (A) pour former d'autres complexes dans le milieu.

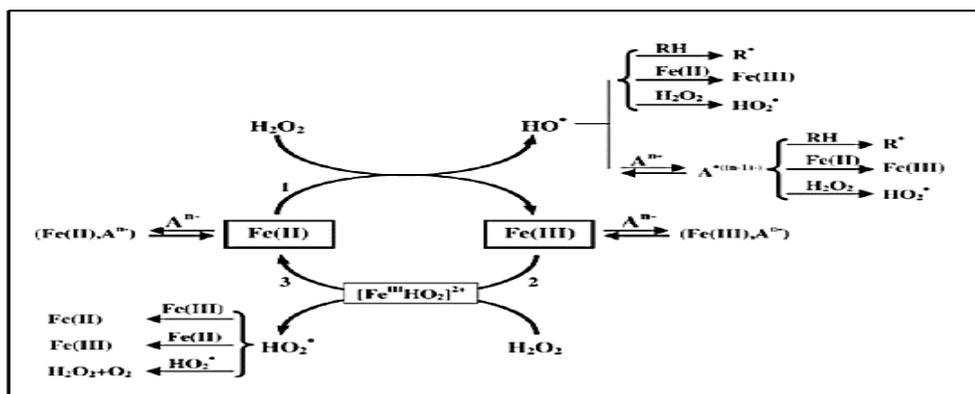


Figure III.3 : Schéma simplifié de la réaction de Fenton en milieu acide [10].

Des variantes du système Fenton existent dans lesquelles l'ion ferreux est remplacé par d'autres métaux à de faibles états d'oxydation (i.e. réducteurs), tels que Mn²⁺, Cu²⁺ ou Ti³⁺[4,5]. Dans certains cas, un effet de synergie a pu être mis en évidence, en particulier pour le cuivre et le manganèse [44].

De même, des oxydants autres que H₂O₂ peuvent être mis en œuvre, comme par exemple l'acide hypochloreux HOCl[12]. Aussi est-il possible d'écrire la réaction de Fenton dans le cas général de la manière suivante :

Métal réduit + Oxydant → Métal oxydé + Oxydant plus puissant.

3. Peroxyde d'hydrogène et le sel du fer (II)

3.1. Peroxyde d'hydrogène

Le peroxyde d'hydrogène H₂O₂ appelé familièrement eau oxygénée, est le premier de la série des peroxydes avec une liaison O-O faible entre deux groupements symétriques de même électronégativité, et une source potentielle de radicaux HO[°] [45].

Le peroxyde d'hydrogène est un liquide incolore, miscible à l'eau en toutes proportions, soluble dans l'oxyde de diéthyle, insoluble dans l'éther de pétrole, décomposé par de nombreux solvants organiques. Il est généralement disponible en solutions aqueuses à des concentrations variant entre 3 % et 90 % en poids.

3.2. Sel du fer

Le fer est parmi les métaux de transition qui sont susceptibles de catalyser à l'état de trace, la réaction de décomposition de peroxyde d'hydrogène. Plusieurs études ont été orientées vers l'amélioration de la cinétique d'oxydation par l'utilisation de différents modes de catalyse homogène et hétérogène. En phase homogène, le fer peut être ajouté sous forme Fe(II) ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), Fe (III) ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ ou $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) ou sous forme de fer Fe. Les deux premières formes ont donné de bons résultats en termes de réduction du COT [46].

4. Mécanisme de décomposition de H_2O_2 par Fe^{2+} ou Fe^{3+} en solution aqueuse :

En générale l'oxydation de la matière organique en solution procédé selon le schéma réactionnel suivant :

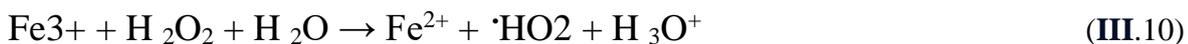
- Formation du radical hydroxyle :



- Activité oxydante d' $\text{OH}\bullet$ sur les composés organiques :



- Régénération des espèces métalliques:



- Décomposition parasite:

Une fraction des radicaux $\text{OH}\bullet$ peut aussi conduire à la formation d'oxygène moléculaire inactif selon la réaction :



5. Facteurs influençant l'efficacité du procédé Fenton

L'efficacité du réactif de Fenton dépend de plusieurs facteurs :

- **pH**

De nombreux travaux sur les procédés Fenton [47] ont montré qu'un pH proche de 3 semble être la meilleure valeur pour une dégradation optimale des polluants organiques. En effet, des valeurs de pH très acide (< 2) favorisent la complexation du Fe^{3+} et du Fe^{2+} par H_2O_2 et entraînent une diminution de la concentration de ces ions dans le milieu réactionnel. Pour des valeurs de pH plus élevées (> 4), les ions ferriques se précipitent sous forme d'hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Ce précipité étant très stable, la réduction du Fe^{3+} en Fe^{2+} devient très lente et la régénération de Fe^{2+} , comme initiateur de production de radicaux $\text{OH}\cdot$, devient l'étape cinétiquement limitante du procédé.

Des travaux antérieurs montrent que l'inactivité du réactif de Fenton pour un $\text{pH} > 4$ est attribuée à une production faible de radicaux hydroxyles.

Pignatello [48] estime qu'à partir de $\text{pH} > 2,8$ le fer ferrique commence à précipiter sous forme d'hydroxydes de fer ce qui diminue la vitesse de décomposition du peroxyde d'hydrogène à cause de la faible réactivité entre l'hydroxyde de fer et le peroxyde d'hydrogène. Qiang et al. [49] ont suivi séparément l'effet du pH sur les cinétiques de formation du Fe^{3+} et de H_2O_2 . Ils ont montré qu'un $\text{pH} > 3$ entraîne la précipitation de la majeure partie du Fe^{3+} . Cette précipitation entraîne le colmatage de l'électrode de carbone, ce qui inhibe la formation de Fe^{2+} .

Safarzadeh-Amiri et al. [50] ont déterminé la spéciation du Fe^{3+} et de ses complexes en milieu acide (Figure II.3) pour une concentration fer totale de 1 mM. Ainsi, pour un $\text{pH} < 3$, l'ion ferrique prédomine dans la solution, mais la catalyse de la dismutation du peroxyde d'hydrogène peut être faite par le complexe $[\text{Fe}_3\text{OH}]^{2+}$ en solution pour un $\text{pH}=3$.

Ce complexe se présente en concentrations maximales à cette valeur de pH. Selon la valeur du pH de la solution, les espèces suivantes prédominent :

- $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$ entre $4 < \text{pH} < 7$,
- $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pour $\text{pH} = 8$,
- $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ lorsque le $\text{pH} > 8$.

Également, le fer complexe le sulfate du milieu lorsque le pH est voisin de 2.

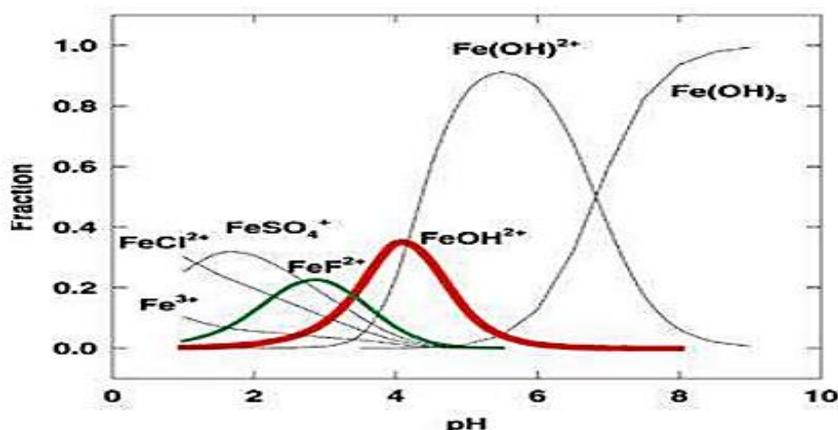


Figure III.4 : Spéciation des espèces de Fe²⁺ en fonction du pH à T = 25 °C, [Fe²⁺] = 1mM [19].

- **Température**

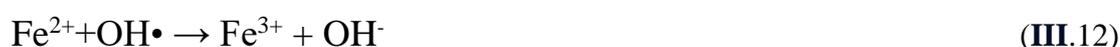
Peu de travaux ont été menés afin d'évaluer l'influence de la température sur la réaction de Fenton. La température agissant de manière positive sur la cinétique des réactions, une température suffisante est nécessaire pour que les réactions d'oxydation aient lieu. Toutefois, l'absence d'influence de ce paramètre a été notée lors de l'oxydation de l'acide p-hydrobenzoïque (gamme de 11 à 41°C) [51]. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'étape d'initiation du mécanisme radicalaire ne nécessite qu'une faible énergie d'activation. Aussi, il a pu être montré qu'une température de +4°C inhibait la minéralisation du benzo [a]pyrène [52]. Celle-ci devient possible partiellement à +24°C. Par contre, l'augmentation de la température (i.e. +40°C et +68°C) diminue le pourcentage de benzo [a]pyrène minéralisé, en accord avec le fait que les réactions de minéralisation sont exothermiques. Aussi, une température proche de l'ambiante semble-t-elle la plus appropriée, ce qui pourrait d'ailleurs justifier le fait que la plupart des études sur le système Fenton sont menées à température ambiante.

La présence de l'O₂ joue un rôle primordial dans le processus de minéralisation. Or la concentration de l'O₂ dans la solution diminue avec l'augmentation de température, ce qui nuit la cinétique de minéralisation. Les travaux menés dans notre laboratoire ont montré qu'une température de 40 °C constitue la valeur optimale.

- **Concentration du catalyseur**

Il a été montré dans de nombreuses études [52], qu'une forte concentration de catalyseur (Fe²⁺) dans la solution n'est pas en faveur d'un meilleur taux de minéralisation.

L'influence d'une forte concentration de fer comme catalyseur a pour conséquence une diminution de l'efficacité due à la réaction parasite (réaction III.12) entre OH• et Fe²⁺ [54].



6. Rapport des réactifs $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$

Le rapport de concentration des réactifs $R = [H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ est un facteur important sur l'efficacité du processus de minéralisation des polluants organiques dans la réaction de Fenton. Une augmentation de la concentration en fer accélère la cinétique de la réaction sans influencer le rendement.

Une augmentation de la concentration en H_2O_2 entraîne une augmentation de l'efficacité de dégradation sans influencer la cinétique [55]. Une augmentation de concentration des deux réactifs peut donc entraîner une dégradation optimale avec une cinétique rapide. Cependant, un excès de réactifs peut avoir un comportement de facteur limitant car Fe^{2+} et H_2O_2 peuvent devenir des pièges pour les radicaux hydroxyles et ainsi provoquer une diminution de la cinétique de dégradation de la matière organique par inhibition de la réaction de Fenton.

- **Réactions parasites**

En dehors de ces paramètres qui exercent une forte influence sur la réaction de Fenton donc sur les procédés Fenton, il existe de nombreuses réactions dites parasites qui affectent soit la concentration des réactifs (H_2O_2 , Fe^{2+}) ou les radicaux hydroxyles en solution. C'est un ensemble de réactions qui entre en compétition avec la réaction de Fenton pour la défavoriser.

Comme l'oxydation de la matière organique est limitée par la vitesse de formation des radicaux, toute autre réaction autre que la réaction de Fenton qui consommerait le Fe^{2+} , le H_2O_2 ou $\bullet OH$ les affectent dans le sens négatif le processus de dégradation de la matière organique. Principalement, ce sont les réactions de piégeage des radicaux hydroxyles par les réactifs (en excès) ; le fer ferreux ou le peroxyde d'hydrogène (réactions I – 13 et I - 14).



En dehors de ces deux réactions, il peut s'agir aussi de réactions de combinaison entre les radicaux hydroxyles eux-mêmes (dans le cas de fortes concentrations initiales du réactif de Fenton) donnant du peroxyde d'hydrogène (réaction I.15). Da Pozzo et al. [52] ajoutent cette réaction comme facteur limitant du système. Elle a une constante cinétique de $k = 3,3 \times 10^9 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Cette valeur se situe dans le même ordre de grandeur que celles des réactions des $OH\bullet$ sur les composés organiques.



Dans la réaction de Fenton, la diminution très rapide du Fe^{2+} peut interrompre la production des radicaux hydroxyles. En effet la constante cinétique de réaction entre le Fe^{2+} et les radicaux $\text{OH}\cdot$ ($3,2 \times 10^8 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$) est 10 fois supérieure à celle entre le H_2O_2 et les ($2,7 \times 10^7 \text{ M}^{-1} \text{.s}^{-1}$). Ainsi, la régénération continue de Fe^{2+} est nécessaire pour une production des. Cependant, l'excès de Fe^{2+} par rapport au H_2O_2 entraîne sa précipitation sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

III.6. Procédés Photo-Fenton

III.6. 1. Définition :

Le procédé Photo-Fenton est un POA hybride qui utilise une source d'irradiation, généralement UV pour augmenter le taux de radicaux libres en stimulant la réduction de Fe^{3+} en Fe^{2+} , l'irradiation au cours de la réaction Photo-Fenton possède une double fonctionnalité. Celle-ci permet de décomposer par photolyse le peroxyde d'hydrogène pour former deux radicaux hydroxyles mais aussi d'augmenter l'activité catalytique du fer [56].

Le procédé Photo-Fenton vient pallier à quelques inconvénients du système Fenton classique grâce à une source d'irradiation (UV).

En effet, la réaction limitant l'action catalytique du fer dans le procédé conventionnel de Fenton est la réaction de réduction de Fe^{3+} , Ainsi l'irradiation permet de régénérer plus facilement Fe^{2+} sans consommer du peroxyde d'hydrogène, tout en formant un radical Hydroxyle. Le couplage du procédé Fenton à une source d'irradiation permet d'augmenter considérablement la production de radicaux libres et, ainsi, augmenter le taux de dégradation des contaminants organiques [57].

Le procédé Photo-Fenton fait appel au fer et H_2O_2 pour produire les radicaux $\text{OH}\cdot$ qui vont être responsable dans la dégradation des polluants émergents.

III.6. 2. Principe de fonctionnement

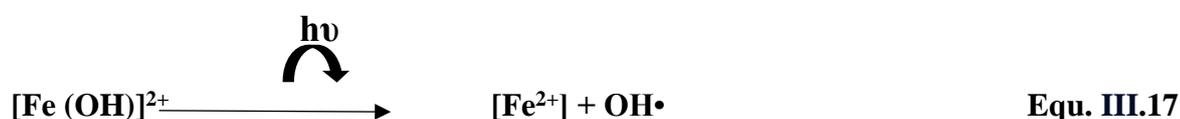
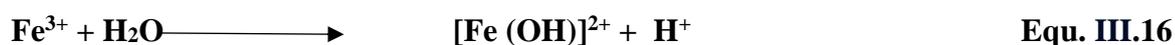
L'irradiation UV du système Fenton favorise la régénération du Fe^{2+} à partir de la photolyse du Fe^{3+} . C'est pourquoi, dans certains cas, le système Fenton classique ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) est mis en œuvre en présence de rayonnements UV. Plus souvent, le Fe^{2+} initial est remplacé par du Fe^{3+} en quantités catalytiques.

- Dans les conditions optimales de pH (aux alentours de 3), le fer ferrique s'hydrolyse pour donner principalement $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ (équation 16).

- L'irradiation UV ($400 > \lambda > 300$ nm) d'un tel système permet de générer in situ le Fe^{2+} (équation 17), qui réagit alors de suite avec le peroxyde d'hydrogène pour produire des radicaux hydroxyles (équation 18), régénérant ainsi le Fe^{3+} dans le milieu [58].

Basé sur le concept où le sel de Fer sert de catalyseur et le H_2O_2 d'agent oxydant, le procédé Photo-Fenton est efficace et faible coût pour le traitement de l'eau et produit plus des $\text{OH}\cdot$ comparé aux systèmes $\text{Fe}/\text{H}_2\text{O}_2$ ou $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$. [59]

La formation des radicaux par Photo-Fenton se fait suivant le cycle suivant [60]:



La vitesse de la photo-réduction de Fe^{3+} ainsi que la vitesse de production du radical $\text{OH}\cdot$ dépendent de la longueur d'onde d'irradiation et du pH, car chaque espèce de fer ferrique ne présente pas la même photo réactivité.

Le complexe $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ se présente à des concentrations relativement élevées dans des conditions d'acidité faible, d'où sa prédominance dans le milieu.

La production des $\text{OH}\cdot$ à la fois par la photolyse de Fe^{3+} et la réaction de Fenton augmente l'efficacité du procédé. Par contre, la contribution de la photolyse de H_2O_2 est négligeable car le peroxyde d'hydrogène absorbe peu les rayonnements UV et visibles (équation 19). Le complexe $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ est l'espèce la plus réactive en terme de production de radicaux hydroxyles. [61]

Grâce aux radicaux hydroxyles produits in situ à la fois par la réaction de Fenton et par la photolyse de Fe^{3+} ; la dégradation de la matière organique a lieu. L'étape dominante de ce système est la réaction photochimique avec la génération de complexes hydroxo-ferriques en produisant des ions ferreux et des radicaux libres supplémentaires pour dégrader la matière organique.

6.3.Facteurs d'efficacité du procédé Photo-Fenton

L'efficacité du traitement Photo-Fenton dépend essentiellement des concentrations en ions Fe^{3+} et H_2O_2 , du pH et évidemment de l'intensité lumineuse.

6.4.Influence des concentrations initiales des réactifs

Le majeur paramètre qui influence sur l'efficacité du procédé Photo-Fenton est fortement le rapport des concentrations $[H_2O_2]/ [Fe^{2+}]$ présent dans la solution, mais aussi du pH de ce dernier [62].

Selon Huaili et ses collaborateurs [63], la formation des radicaux hydroxyles est accélérée lorsque la concentration de H_2O_2 augmente, ce qui conduit à une plus grande vitesse pour la dégradation du colorant acide Eosine Y. Au-delà de laquelle le peroxyde d'hydrogène se décompose et se combine avec les radicaux hydroxyles, Cette augmentation atteint une limite. D'autre part, ils ont montré que le taux d'abattement de la minéralisation du colorant diminue, lorsque la concentration des ions ferreux est limitée par une valeur optimale (au-delà de 600 mg.L^{-1}). [64]

Le procédé Photo-Fenton est généralement inapplicable aux eaux usées très chargées en matière organique (DCO élevé, tels que les effluents hospitaliers, les effluents des usines pharmaceutiques et les eaux résiduaires urbaines), puisque la turbidité empêche la pénétration du rayonnement UV. Il est plutôt applicable aux matrices caractérisées par de faibles DCO [65].

6.5. Influence de la luminosité

Ce procédé peut utiliser les UVA ($\lambda = 315\text{-}400 \text{ nm}$), UVB ($\lambda = 285\text{-}315 \text{ nm}$), et UVC ($\lambda < 285 \text{ nm}$) comme source d'énergie. L'intensité et la longueur d'onde de la radiation ont une grande importance dans la destruction des polluants organiques. L'inconvénient de ce procédé est son coût très élevé à cause de l'utilisation d'une lumière artificielle [66].

Des études récentes [67] ont montré qu'il est possible d'utiliser les rayons solaires comme source d'énergie ($\lambda > 300 \text{ nm}$). En effet, la détermination de ce qu'on appelle « l'indice économique-environnemental » (IEE) montre que l'utilisation des rayons solaires est préférable à celle d'une lampe UV vu que cela respecte à la fois les côtés économique et environnemental.

6.6. Influence du potentiel hydrogène (pH)

Plusieurs auteurs [68] concluent qu'un pH compris entre 2,5 et 3,0 est optimum. Cet intervalle de pH permet d'éviter la précipitation du fer et il augmente aussi la concentration des complexes aqueux de $Fe(III)$, mono- dihydroxyles, qui absorbent la lumière UV plus efficacement que les complexes $Fe(III)$ non hydroxylés. Cependant, le fer pouvant former des complexes avec plusieurs bases de

Lewis, certains auteurs ont suggéré qu'en présence d'agents complexant la nécessité d'acidification pourrait être contournée ; Par exemple, les eaux usées peuvent contenir des acides carboxyliques ou ces derniers peuvent être générés au cours du processus d'oxydation lui-même.

Rappelons la photo réduction des complexes Fe(III) a lieu à des longueurs d'onde plus élevées, lorsque les ligands aqueux et hydroxyles sont remplacés par des agents complexant plus forts qui absorbent à des longueurs d'onde plus élevées. Par conséquent, en présence d'irradiation par la lumière du soleil, ces complexes contribuent plus à la photo réduction.

C'est pourquoi, il faut préciser que la gamme de pH optimale de 2,5-3,0, choisie d'après les spectres d'absorption des différents complexes aqueux et hydroxyles de Fe(III), ne vaut qu'en l'absence d'agents complexant. Par conséquent, la seule véritable contrainte semble être la nécessité d'éviter la précipitation du fer [69].

6. 7. Avantages et inconvénients de procédé Photo-Fenton

Le procédé Photo-Fenton (H₂O₂/Fe/UV) a plusieurs avantages par à port aux autres POA. Quelques avantages et inconvénients sont résumés dans le **tableau III.2** suivant

Tableau III.2. Avantages et inconvénients de procédés Photo-Fenton [70]

AVANTAGES	INCONVENIENTS
<ul style="list-style-type: none"> -Technique peut être utilisé seule ou comme prétraitement ; -Facile de mise en œuvre ; -Utilisation de l'énergie solaire ; -Photo décarboxylation des complexes stables de Fe(III) générés avec les acides carboxyliques ; -Enlèvement rapide de la matière organique ; -Augmenter le taux de dégradation des contaminants organique ; - Génère plus des OH• comparé aux procédé Fenton. 	<ul style="list-style-type: none"> -Ajustement de pH avant et après traitement de l'eau ; -Durée de vie de lampes UV ; -Consommation de réactifs chimiques ; -Ne peut être utilisé sur tous les endroits de globe : il a des limitations tels que la forte turbidité, la présence de particules solides, de métaux lourds, la forte DCO et DBO

Conclusion :

L'ensemble des travaux antérieurs prouve la capacité des radicaux hydroxyles, en tant que oxydants puissants, à dégrader la matière organique. Ces radicaux produits par divers procédés sont capables de dégrader la quasi-totalité des polluants organiques persistants à cause de leur grand pouvoir oxydant et leur non sélectivité vis-à-vis de ces derniers.

CHAPITRE IV

MATERIELS ET METHODES

1. Traitement Biologique :

- **Materiels utilisées :**

Instruments utilisées	Marque
pHmètre	HACH LANGE
Oxymètre	HACH LANGE
Conductimètre	HACH LANGE

1.1. Protocole des Analyses physico-chimiques

1.1.1. Température

La température de l'eau joue un rôle majeur sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques et la solubilité des gaz dans l'eau, elle est exprimée en C°.

1.1.2. pH

Le pH est une des caractéristiques principales de l'eau. Il donne une indication de l'acidité d'une substance. Il est déterminé à partir de la quantité d'ions d'hydrogène hydronium (H⁺) ou d'ions hydroxyde (OH⁻) contenus dans la substance.

La valeur du pH est à prendre en considération lors de la majorité des opérations d'épuration de l'eau, surtout lorsque celles-ci font appel à une réaction chimique et aussi quand certains procédés nécessitent d'être réalisés avec un pH adéquat.

1.1.3. Oxygène dissous

Oxygène dissous est une des caractéristiques importantes de l'eau, qui a une relation contraire avec la pollution des eaux. Il est mesuré en mgO₂/l grâce à une oxymétrie.

1.1.4. Conductivité

La conductivité de l'eau reflète sa capacité à conduire le courant électrique. Le transport des charges s'effectue par l'intermédiaire des ions contenus dans l'eau. Unité de conductivité est micro Siemens par centimètre (μS/cm).

- **Principe**

La méthode est basée sur l'utilisation d'un pH-mètre, oxymétrie et conductimètre pour mesurer respectivement le pH et la température, l'oxygène dissous et la conductivité.

- **Mode opératoire**

- Vérifier les diverses connexions : secteur, électrodes, etc. ;
- Rincer le vase, le barreau magnétique, l'électrode, avec l'eau distillée ;
- Remplir le bécher avec l'échantillon ;
- Immerger les sondes /électrodes préalablement calibrées dans le bécher dans les secondes qui suivent le prélèvement ;

- Attendre quelques secondes pour que la valeur s'affiche et se stabilise. Enregistrer la valeur ;
- Nettoyer les sondes/électrodes soigneusement avec l'eau distillée et essuyer l'extrémité de l'électrode avec un papier.

La température doit être relevée en même temps que la mesure du pH.

IV.1.1.5. Matière Insoluble Décantable (M.I.D)

Un certain volume d'eau est abandonné au repos pendant 30 min. La quantité de matière décantée est déterminée par volumétrie inférieur à 300 ml, Si on obtient une valeur supérieure à 300 donc on a une mauvaise décantation on fait la dilution.

- **Mode opératoire**

- On verse 1000 ml de l'échantillon dans le cône d'Imhof et on attend environ 30min pour lire les résultats en ml/l grâce à la graduation ;

IV.1.1.6. Les Matières En Suspension (MES)

Les MES correspondent à la concentration en élément non dissous d'un échantillon d'eau usée.

- **Principe**

La détermination de MES s'effectue par filtration, le principe de double pesée un volume d'échantillon est filtré sur un filtre de fibre en verre (préalablement pesé à vide) et les résidus sur cette dernière, le rapport de la différence de masse sur le volume d'eau filtré donne la concentration de MES en mg/l.

- **Appareillage et verrerie**
- Système de filtration sous vide ;
- Filtre en microfibre en verre Wattman ;
- Coupelle en aluminium ;
- Pince ;
- Dessiccateur ;
- Etuve à 105 ° C ;
- Eprouvette graduée.

- **Mode opératoire**

- Rincer les filtres soigneusement avec l'eau distillée, puis les sécher à l'étuve et les stocker dans le dessiccateur ;
- Peser les filtres à vide et enregistrer la valeur en tant que M0 ;
- Placer le filtre avec le côté plissé au-dessus dans l'appareil de filtration ;
- Faire passer le volume d'échantillon jusqu'à l'élimination de toutes les traces d'eau ;
- Eteindre la pompe à vide et enlever le filtre à l'aide d'une pince et le transférer sur une coupelle de pesé en aluminium ;
- Sécher dans un four à 105 C° pendant minimum 8h puis les laisser refroidir dans le dessiccateur ;
- Peser les filtres et enregistrer la valeur en tant que M1 ;
- Calculer les MES avec la formule suivante :

$$\text{MES (mg/l)} = (\text{M1} - \text{M0}) \times 1000 / \text{volume de l'échantillon (ml)}$$

Avec :

M0 : Masse initiale du filtre (mg) ;

M1 : masse de filtre +résidu sec (mg).

IV.7.1. La Demande Chimique en Oxygène DCO

La DCO représente la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes pour éliminer la matière organique biodégradable et non biodégradable.

- **Principe**

La mesure de la DCO est réalisée par analyse spectrophotométrique qui consiste à utiliser un spectrophotomètre et un kit de test spécifique LCK 514.



Figure IV.1: kit de mesure de la DCO LCK514 (Originale, 2023).

- **Mode opératoire**

- Agiter le contenu de kit pour avoir une solution homogène ;
- Pipette soigneusement 2 ml d'échantillon (eaux brutes, eaux épurées);
- Fermer la cuve bien nettoyer l'extérieur de la cuve ;
- Mélanger le contenu de kit encore une fois ;
- Chauffer dans le thermostat pendant 2h à 148°C ;
- Faire sortir la cuve chaude et la mélanger 2 à 3 fois ;
- Laisser la cuve refroidir à température ambiante ;
- Bien nettoyer l'extérieur de la cuve ;
- Insérer la cuve dans le compartiment pour cuves de spectrophotomètre et mesurer.

IV.1.1.8. La Demande Biologique en Oxygène DBO5

La DBO5 est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes pour éliminer la matière organique biodégradable. La DBO5 est mesurée au bout de cinq jours à 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite) grâce à un DBO mètre.



Figure IV.2: DBO₅ mètre (Originale ,2023).

- **Principe**

La DBO₅ est mesurée au bout de cinq jours à 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'oxygène) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite). Le volume de l'échantillon dépend de la valeur de la DCO d'après la formule suivante

$$DBO_5 = 1/2 DCO$$

Il en résulte une plage de mesure DBO allant de 0 à 4000 mg/l.

Tableau IV.1 : Tableau de choix du volume d'échantillon.

Plage de mesure DBO en (mg/l)	Volume d'échantillon en (ml)	Dosage de l'inhibiteur dénitrification ATH (gouttes)
0-40	428	10
0-80	360	10
0-200	244	05
0-400	157	05
0-800	94	03
0-2000	56	03
0-4000	21.7	01

- **Mode opératoire**

- Bien mélanger l'échantillon d'eaux usées ;
- Mesure avec précision la quantité d'échantillon requise à l'aide d'une fiole jaugée adaptée et un entonnoir verser dans le flacon d'échantillonnage ;
- Ajouter l'inhibiteur de nitrification dans le flacon d'échantillonnage ;
- Mettre un agitateur magnétique dans le flacon d'échantillonnage ;
- Fermer le flacon à l'aide d'un bouchon en silicone ;
- Ajouter le réacteur KOH dans le bouchon en silicone ;
- Fermer le flacon et placer le dans appareil de mesure DBO5 oxyton ou DBO mètre.



Figure IV.3 : Mesure de la DBO5 (Originale,2023).

IV.1.2. Analyse spectrophotométrique

- **Principe**

Les analyses spectrophotométriques sont réalisées avec un spectrophotomètre et un kit de test spécifiques. Ces analyses sont très rapides, facile à utiliser et fiable pour mesurer différents paramètres tel qu'Azote **total (NT)**, **phosphore total (PO4)**, **Nitrate (NO3 - N)**, **Nitrite (NO2- N)**, **Azote ammoniacal(NH4)**.

Un spectrophotomètre est un appareil qui mesure l'absorbance de longueurs d'onde données de la lumière avec une solution spécifique.

1.2.1. Mesure de phosphore total (Pt)

La détermination de phosphore total PT est effectuée par micro méthode par des tests cuve HACH LCK 350 et 348.

- **Mode opératoire**

- Enlevez délicatement la feuille de protection de bouchon de la cuve ;
- Dévissez le réacteur dans la cuve et fermer la ;
- Prélevez soigneusement 0.5ml d'échantillon ;
- Revissez immédiatement et serrez le bouchon sur la cuve ; dirigeant le cannelage vers le haut ;
- Mélanger bien le contenu de la cuve ;
- Chauffer dans le thermostat HT200S (voir figure) : 15 minutes avec le programme standard HT Thermostat : pour 60 minutes à 100°C (212°F) ou pour 30 minutes à 120°C (248°F) ;
- Laisser refroidir à température ambiante ;
- Vérifiez que le bouchon soit bien serré après refroidissement et mélanger bien le contenu de la cuve ;
- Dévissez le bouchon ;
- Pipetter dans la cuve une fois refroidie : 0.2 ml de réactif B. Fermer immédiatement le réactif B après emploi ;
- Visser le bouchon gris sur la cuve ;
- Agiter plusieurs fois jusqu'à ce que le lyophilisat soit complètement dissous ;
- Après 10 minutes, retourné de nouveau, bien nettoyer l'extérieur de la cuve avec un papier-mouchoir ;
- Insérez la cuve dans le porte cuve de spectrophotomètre et accéder à méthodes LCK/TNT après sélectionnez le test, appuyez sur mesurer.

1.2.2. Mesure de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) :

La détermination d'azote ammoniacal est effectuée par micro méthode par des tests cuve HACH LCK 303.

- **Mode opératoire**

- Enlevez délicatement la feuille de protection de de la cuve ;
- Dévissez le bouchon ;

- Pipetter soigneusement 0.2ml d'échantillon ;
- Revissez immédiatement et serrez le bouchon sur la cuve ; dirigeant la cannelure vers le haut ;
- Mélanger bien le contenu de la cuve ;
- Après 15 minutes nettoyer bien l'extérieur de la cuve ;
- Insérez la cuve dans le porte cuve de spectrophotomètre et accéder à méthodes LCK/TNT après sélectionnez le test, appuyez sur mesurer.

1.2.3. Mesure de nitrates NO₃-

La détermination de nitrates est effectuée par micro méthode par des tests cuve HACH LCK 339.

- **Mode opératoire**

- Pipetter 1ml de d'échantillon ;
- Pipetter 2ml de la solution A ;
- Vérifiez que le bouchon soit bien serré après refroidissement et mélanger bien le contenu de la cuve ;
- Après 15 minutes, nettoyer bien l'extrémité de la cuve avec un papier-mouchoir ;
- Insérez la cuve dans le porte cuve de spectrophotomètre et accéder à méthodes LCK/TNT après sélectionnez le test, appuyez sur mesurer.

Conclusion

Notre travail a été consacré pour la description de la méthode appliquée au niveau de la station, plus le protocole des analyses physico-chimiques effectuées au sein de laboratoire de la STEP de Beni Mered et qui sont indispensables pour pouvoir juger leur performance et leur conformité aux normes et d'avoir une idée globale sur le rendement de chaque procédé d'épuration.

2. Traitement par Procédé d'Oxydation Avancée :

2.1. MATÉRIELS :

Instrument utilisé	Marque
Centrifugeuse	Hettich (UNIVERSAL 26)
Spectrophotomètre visible	HACH LANGE

IV.2.2. Produits chimiques utilisées :

- Eau distillée.

Caractéristiques	Produit chimique	
	Peroxyde d'hydrogène	Sulfate ferreux(II)
Marque	BIOCHEM (Chemopharma)	BIOCHEM (chemopharma)
Formule brute	H_2O_2	$FeSO_4$
Masse moléculaire ($g.mol^{-1}$)	34.0147	151.908
Pureté (%)	30	

2.3. Echantillons utilisées :

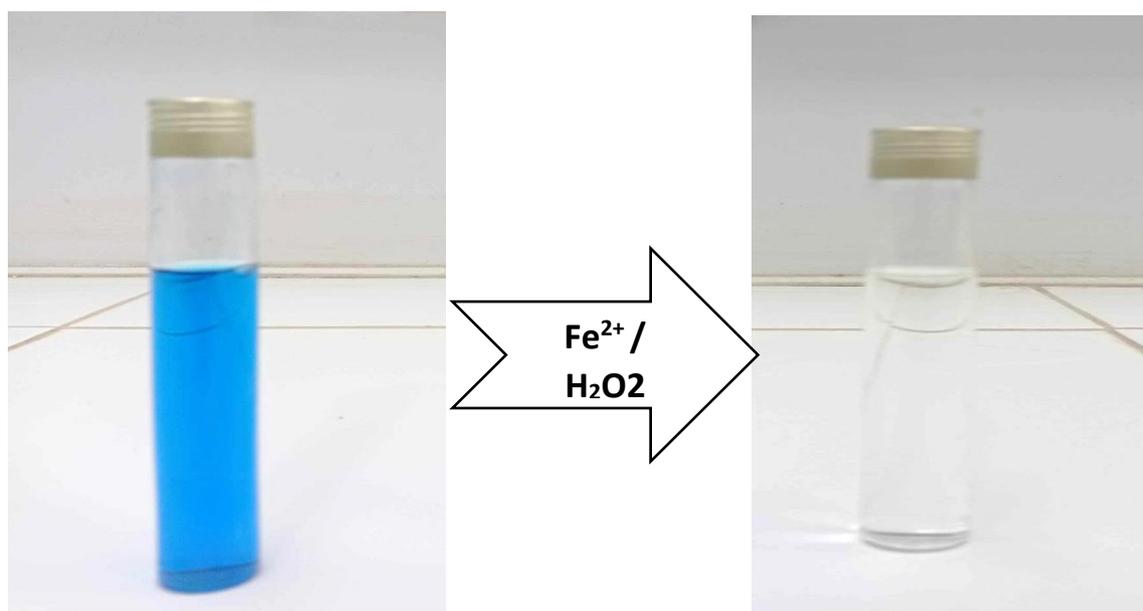
- Eau brute(l'entrée) ; Eau épurée(sortie).

2.4. METHODES :

La matière organique présente dans les eaux usées peut être constituée des micro-organismes et des polluants organiques.

Le traitement des eaux usées contenant de la matière organique par un procédé d'oxydation avancée comme le procédé Fenton peut être exécuté en utilisant le bleu de méthylène comme polluant modèle.

L'élimination de ce dernier a été réalisé avec une vitesse rapide visible à travers la disparition de la couleur bleu du bleu de méthylène.



FigureIV.4: Bleu méthyle avant et après traitement par le procédé Fenton.

2.4. 1.Elimination de la matière en suspension :

2.4. 1.1. Traitement par Procédé Fenton :

- **MODE OPERATOIRE :**

1^{er} Essai : Eau Epurée (eau de Sortie)

- 1/100ml EE , le centrifugée pendant 15 min puis ajoute 2ml de H₂O₂ et 0.3mg FeSO₄ ;
- 2/ prélèvement à t=0 pour voir la concentration par ultra- visible au spectrophotomètre ;
- 3/ Agitation l'échantillon ;
- 4/Prélèvement chaque 15 min ;
- 5/ Observation de la variation de l'absorbance des polluants.

2^{ème} Essai : Eau Brute(eau de l'entrée)

- 1/100 ml EB centrifugée pendant 15min puis ajoute 2ml H₂O₂ et 0.3mg FeSO₄ ;
- 2/prélèvement à t=0 ;
- 3/ Agitation chaque 15min ;
- 4/Prélèvement chaque 15min d'échantillon.
- 5/Observation de l'absorbance des polluants.

2.4.1.2.Traitement par Procédé Photo Fenton

1^{er} Essai : Eau Epurée

- 1/10 l Eau Epurée, ajoute de 30mg FeSO₄ et de 200ml H₂O₂ ;
- 2/ Débit (Alimentation) : 200 l/h

2^{ème} Essai : Eau Brute

- 1/ 10 l Eau Brute, centrifugée le pendant 15 min puis ajoute de 30mg FeSO₄ et 200ml H₂O₂
- 2/ Débit (Alimentation) : 200 l/h

La **Figure (IV.15)** présente l'appareil de procédé d'oxydation avancé (Fenton et Photo-Fenton) au niveau de CENTRE UNIVERSITAIRE MORSLI ABDELLAH TIPAZA.

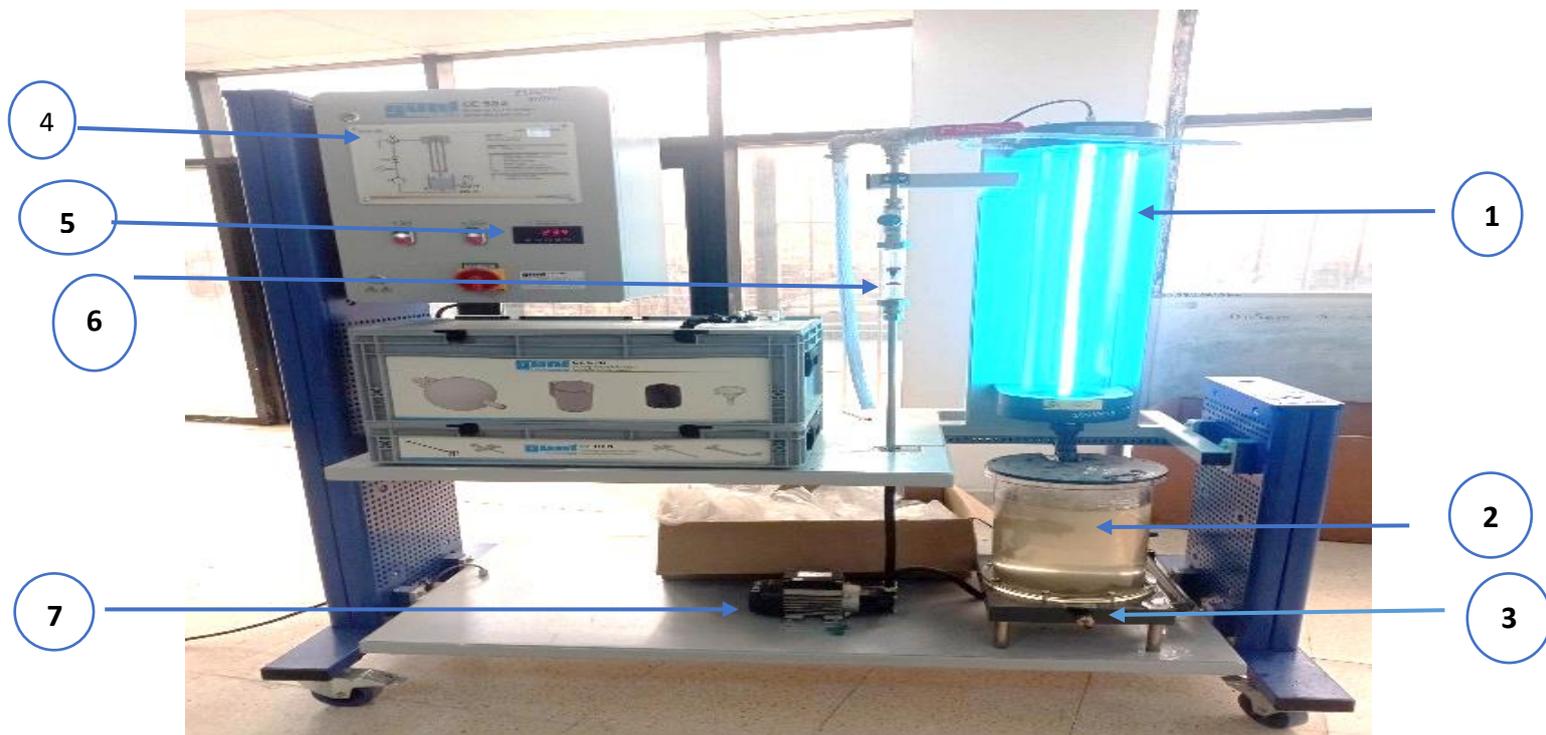


Figure IV.5: Appareil de procédé d'Oxydation Avancé.

Construction de l'appareil :

1-Réacteur à film tombant (A) avec lampe UV (C) ;

2-Réservoir (B) ;

3-Robinet d'échantillonnage ;

4-Armoire de commande ;

5-Thermomètre ;

6- Débitmètre (FI) ;

7-Pompe.

2.4.2. Analyse DCO sur DCO mètre [63]

- **PRINCIPE**

La DCO indique la quantité de matière polluante d'origine organique ou inorganique contenue dans un échantillon d'eau.

L'analyse fait appel au dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) qui est un oxydant puissant ; il réagira en excès et à chaud avec les composés réducteurs polluants de l'échantillon en milieu acide sulfurique et en présence d'un catalyseur de sulfate d'argent (Ag_2SO_4).

L'effet négatif des ions chlorures sera masqué par l'ajout de sulfate mercurieux ($HgSO_4$) au début de la digestion.

L'excédant de dichromate de potassium sera dosé par une solution de sel de Mohr $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ permettant ainsi le calcul de la DCO.

- **Champ d'application de la méthode :**

La méthode est valable pour des échantillons présentant une DCO comprise entre 30 et 700 mg O_2/l et une concentration en chlorure inférieure à 2000 mg/l.

- **Préparation des échantillons :**

L'analyse de la DCO doit être effectuée aussitôt après le prélèvement sinon il est possible de le conserver pendant 5 jours à 4°C en ajoutant 10 ml H_2SO_4 conc. par litre d'échantillon.

L'échantillon doit être agité avant l'analyse.

- **Préparation des réactifs :**

Solution A : Acide sulfurique H_2SO_4 à 4 moles/l.

Verser lentement 220 ml H_2SO_4 conc dans une fiole de 1L, contenant 500 ml d'eau distillée, laisser refroidir et jauger avec H_2O .

Solution B : Le catalyseur Ag_2SO_4 en milieu sulfurique.

Introduire 10 g Ag_2SO_4 ainsi que 35 ml d'eau distillée ayant servie au rinçage du creuset dans une fiole de 1 L. Jauger avec H_2SO conc. et agiter toute une nuit si nécessaire à l'aide d'un agitateur magnétique jusqu'à dissolution.

Solution C : Le sel de Mohr $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ à 0,12 mole/l.

Dissoudre 47 g de sel de Mohr dans une fiole de 1 L contenant 500 ml d'eau distillée et verser ensuite 20 ml H₂SO₄ conc. Laisser refroidir et jauger avec de l'eau distillée.

Remarque : Le titre de cette solution doit être déterminé chaque jour de la manière suivante :

Verser 10 ml de K₂Cr₂O₇ (solution D) dans une fiole de 100 ml et jauger avec H₂SO₄ (solution A). Mélanger et transvaser le tout dans un erlen de 500 ml, ajouter 3 gouttes de ferroïne (Solution F) et titrer avec le sel de Mohr (solution C) que l'on met dans la burette.

Soit V ml le volume de sel de Mohr versé ; le titre « T » du sel de Mohr est calculé de la manière suivante :

$$T = \frac{0,04 \times 6 \times 10}{V} \quad \rightarrow \quad T = \frac{2,4}{V} \text{ mole/l}$$

Solution D : Le dichromate de potassium K₂Cr₂O₇ à 0,040 mole/l.

Dissoudre à l'aide d'un agitateur magnétique, 80 g de sulfate mercurieux (HgSO₄) dans un bécher de 1L contenant 700 ml d'eau distillée ; ajouter lentement 100 ml H₂SO₄ conc.

Laisser refroidir et y dissoudre 11,768 g de K₂Cr₂O₇ Préalablement séché à 105 °C pendant 2 heures. Transvaser le tout dans une fiole de 1L et jauger ensuite avec de l'eau distillée. Cette solution stockée dans un endroit frais, est stable pendant 1 mois.

Solution E : La solution « TEST » d'hydrogénophthalate de potassium C₈H₅KO₄

Dissoudre 0,4251 gr d'hydrogénophthalate de potassium préalablement séché à 105°C pendant 2 heures dans une fiole de 1L et jauger avec de l'eau distillée.

Cette solution est stable pendant 1 semaine à 4°C et sa DCO est égale à 500 mg O₂/l (il est exigé au moins 480 mg O₂/l).

Solution F : L'indicateur coloré à la ferroïne.

Introduire à l'aide d'eau distillée 0,7 g de sulfate ferreux (FeSO₄,7H₂O) dans une fiole de 100 ml, ajouter 1,5 g de phénantroline-1,10, H₂O, mélanger et jauger avec de l'eau distillée.

La **figure (IV.16)** présente l'appareil de la DCO mètre au niveau de l' ANRH BLIDA.



Figure IV.6 : Appareil de mesure la DCO (DCO mètre).

- **Mode opératoire**

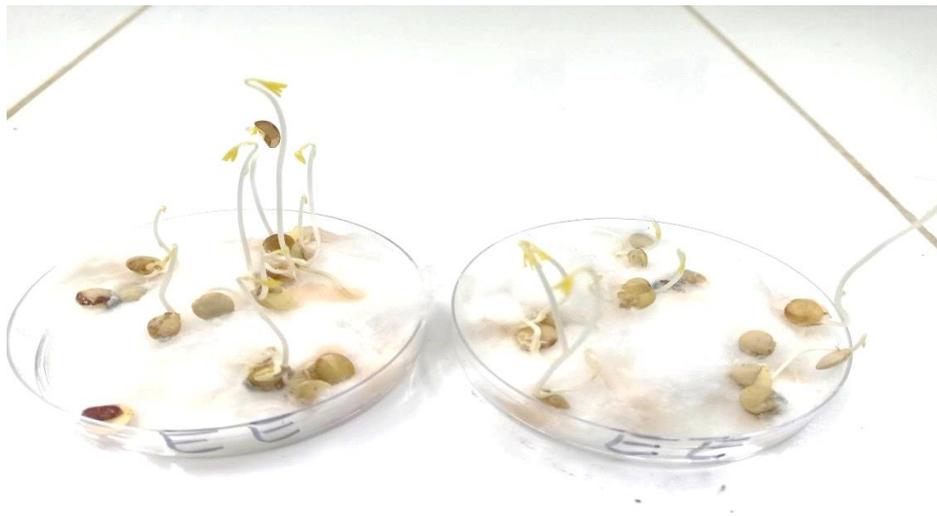
- Introduire 10 ml d'échantillon dans le tube à réaction puis 5 ml de $K_2Cr_2O_7$ (solution D) et quelques billes de verre afin de régulariser l'ébullition.
- Ajouter lentement 15 ml de Ag_2SO_4 en milieu sulfurique (solution B).
- Installer le tube à réaction dans le porte-tubes et mettre l'ensemble dans le bloc chauffant.
- Connecter correctement le réfrigérant à air au tube à réaction.
- Enclencher l'interrupteur en position 1.
- Vérifier sur l'afficheur que le chiffre inscrit sous « PR » est 1, c'est-à-dire le programme n°1 composé de : palier n°1 à 150° pendant 30 mn et palier n°2 à 170° pendant 60 mn. (l'élaboration du programme 1 est décrit plus bas)
- Démarrer l'analyse en appuyant sur « R/S ».
- A la fin de l'analyse l'appareil émettra une alarme, appuyer alors sur « R/S ».
- Sortir le porte-tubes contenant le tube à réaction et son réfrigérant à air et le poser sur le support de refroidissement à proximité d'une fenêtre.
- Attendre 15 mn et rincer le réfrigérant toujours connecté au tube à réaction avec 75 ml d'eau distillée.
- Laisser refroidir jusqu'à la température ambiante .
- Transvaser ensuite le contenu du tube à réaction dans un erlen de 500 ml et doser par le sel de Mohr (solution C) en présence de 2 gouttes de ferroïne (solution F).



FigureIV.7: Lentilles au l'eau brute.

Après traitement biologique (Eau Epurée) :

t = après 5j



FigureIV.8: Lentilles au l'eau Epurée.

Après traitement par procédé de Fenton :

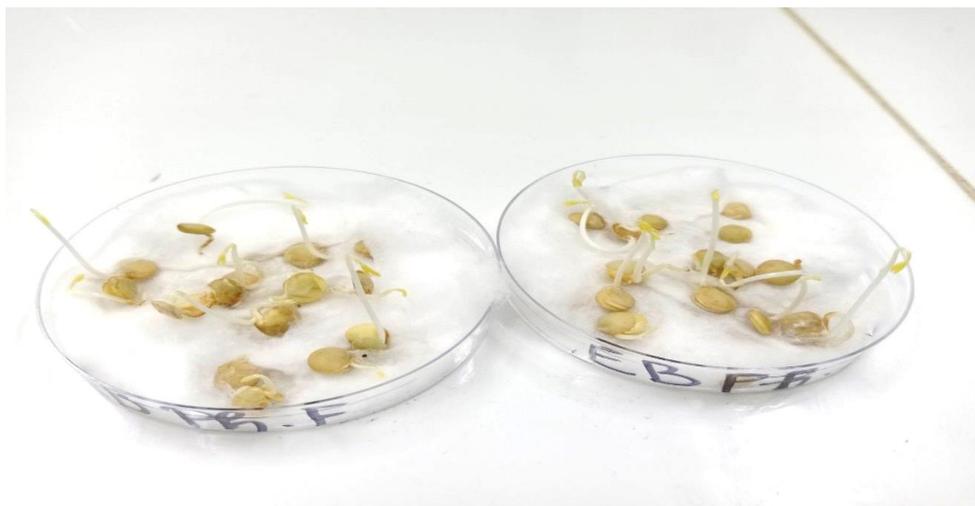
t = après 5j



IV.9: Lentilles au l'eau traitée par le Procédé Fenton.

Après le traitement par le Procédé Photo-Fenton

t = après 5j



FigureIV.10 : Lentilles au l'eau traitée par le Procédé Photo- Fenton.

CHAPITRE V

RESULTATS ET DISCUSSION

1. Traitement Biologique:

Introduction

En vue d'évaluer le fonctionnement et la performance de la station d'épuration de Beni Mered, une série de mesures sur les paramètres de pollution de l'eau ont été effectuées respectivement à l'entrée (eaux brutes) et à la sortie (eaux traitées) de cette STEP.

Le travail expérimental a été réalisé sur une période d'environ cinq mois qui commence de Mars Jusqu'au Mai 2023 dont nous avons le l'autorisation d'accès de se rendre en stage deux fois par semaine, Compris l'échantillonnage sur le terrain, et la manipulation au niveau du laboratoire physico- Chimique de la STEP. Ces résultats sont faits pour comparées seulement à la norme de chaque paramètre et pour évaluer les rendements et l'efficacité d'épuration de la STEP.

Les valeurs indicatives (les normes) des paramètres physico chimiques pour les eaux brutes sont prises de Décret exécutif n°36 du 17 Joumada El thania 1430 correspondant au 11 juin 2009 relatif à la procédure d'autorisation de déversement. Et pour les eaux épurées, ces normes sont prises des normes algériennes et de l'OMS.

Les résultats expérimentaux trouvés sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau V.1 : Résultats expérimentaux de Mars à Mai (STEP de Beni Mered).

Date paramètres	Température		pH		Cond		O2 DISSOUS		DCO		DBO ₅		MES		P _T		NH ₄		NO ₃		Conditions météorologiques
	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	
05-03-2023	17.1	16.1	6.92	6.48	1615	1060	0.20	4.34	1127	62.1	-	-	416	6.4	19.08	1.48	-	-	1.48	1.23	Sec
14-03-2023	19.4	20.3	6.93	6.51	1586	1328	0.13	5.12	1197	71.2	366	12	580	17.33	-	-	-	-	-	-	Sec
19-03-2023	18.9	18.8	7.10	6.56	2008	1298	4.74	5.11	1254	80.4	380	7	672	30	43.8	30.3	76	8.06	1.61	11.3	Pluvieuses
26-03-2023	22.2	21.6	6.91	7.02	1778	1288	0.13	4.81	1091	56.6	453	13	494	14	-	-	-	-	-	-	Sec
05-04-2023	18.9	19.4	7.33	7.09	1712	1436	0.11	0.86	1061	66.1	414	6	390	12	-	-	-	-	-	-	Sec
12-04-2023	21.6	21.1	7.16	6.94	1927	1585	0.15	3.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Sec
17-04-2023	19.2	19.4	6.95	6.65	1669	1579	0.09	0.94	1934	123	686	14	654	39	45.7	35.76	107.6	117.6	2.48	09	Sec
25-04-2023	21.0	23.3	7.03	7.31	1746	1613	0.18	4.87	1072	71.3	477	17	926	6	-	-	-	-	-	-	Sec
04-05-2023	22.6	22.4	6.35	6.57	1610	1412	0.22	3.05	1181	86.3	593	35	730	49	-	-	-	-	-	-	Sec
10-05-2023	24.3	24.5	7.00	6.85	1652	1459	1.24	5.08	1131	77	490	22	894	16.8	-	-	-	-	-	-	Pluvieuses
15-05-2023	16.3	21.5	6.90	6.50	1194	851	0.27	5.00	629	53.7			476	13.6	37.84	9.36	60.8	1.29	1.92	1.38	

1.INTERPRETATION DES RESULTATS DES PARAMETRES PHYSICO-CIMIQUES ET PARAMETRES DE POLLUTION

1.1. Oxygène dissous

La figure (V.1) suivante représente la variation de l'O₂ dissous dans l'eau brute et dans l'eau épurée en fonction de temps.

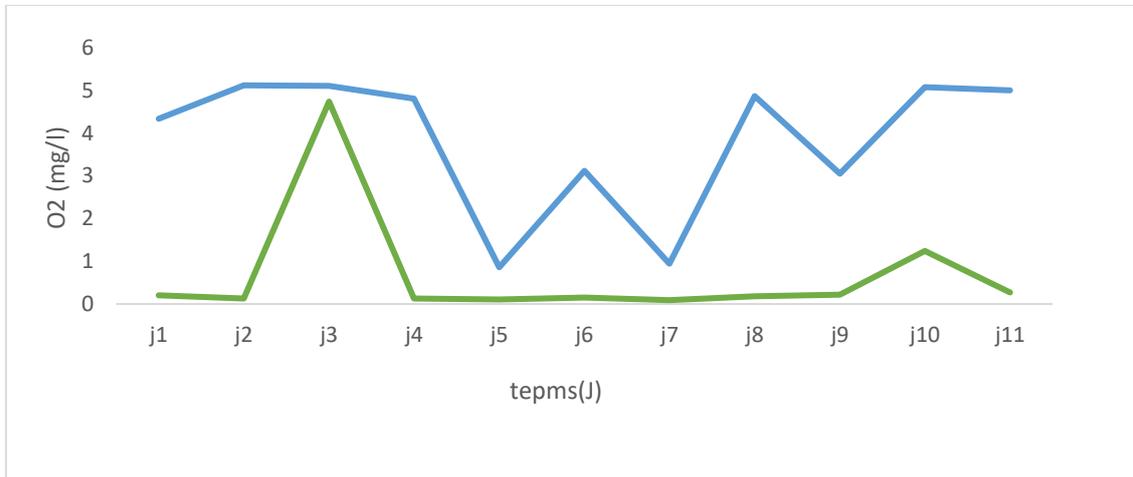


Figure V.1: Variation journalière de l'oxygène dissous dans l'eau brute(vert) et épurée(bleu).

Les valeurs de concentration de l'oxygène dissous des eaux brutes varient entre 0,1 et 4,9 mgO₂ /l, confirmant la présence de la pollution dans les eaux usées, et d'autre part les valeurs des eaux épurées comprises entre 4,11 et 6,11 mgO₂ /l, Nous notons en effet, une augmentation des valeurs moyennes mensuelle des concentrations en oxygène des eaux traitées par rapport aux eaux brutes. Cette augmentation peut être expliquée par la diminution de la pollution, ce qui signifie qu'il y a un bon rendement épuratoire.

1.2 Potentiel Hydrogène (pH) :

La figure(V.2) représente la variation du pH de l'eau brute et de l'eau traitée en fonction de temps.

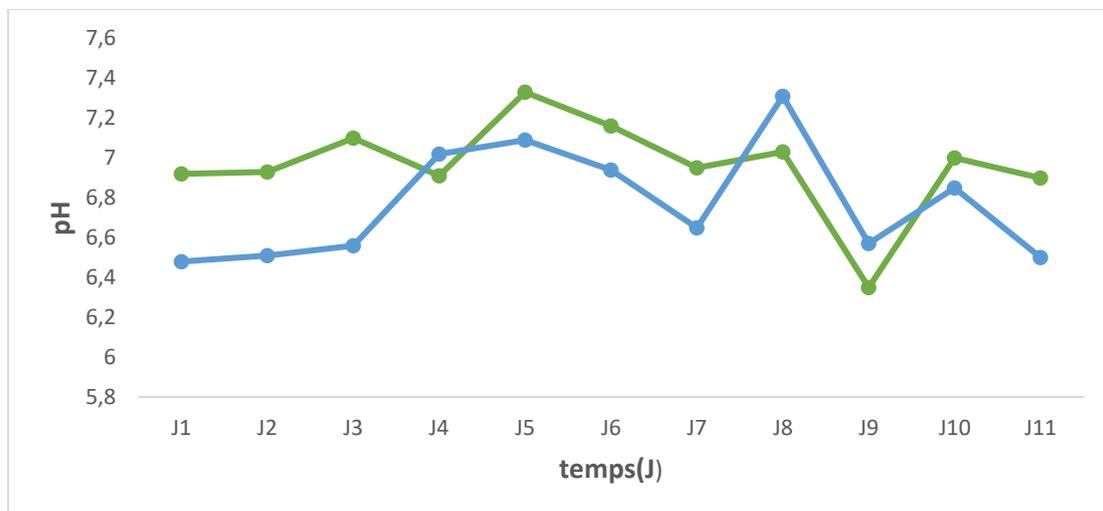


Figure V.2: Variation journalière de pH dans l'eau brute(vert) et épurée(bleu).

Pour les eaux brutes les valeurs du pH varient entre 6.91 et 7.39 et pour les eaux épurées varient entre 6.51 et 7.39.

Donc, les résultats sont conformes aux normes algériennes. Que soit à l'entrée ou à la sortie de la STEP.

Un pH alcalin est une des conditions idéales de milieu pour la prolifération des microorganismes qui établis sent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

1.3 Conductivité électrique :

La figure (V.3) représente la variation de la conductivité électrique de l'eau brute et de l'eau traitée en fonction de temps.

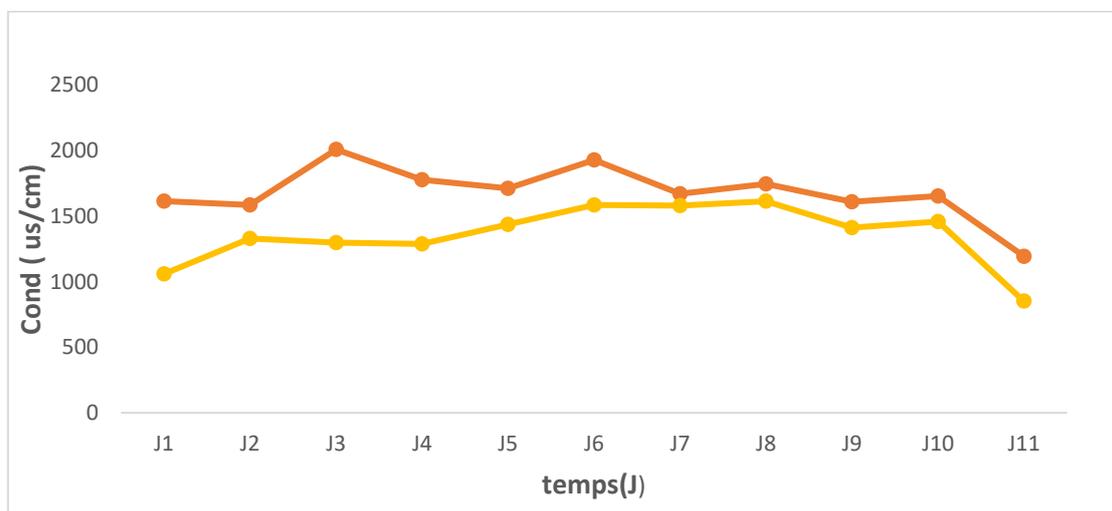


Figure V.3: Variation journalière de la Conductivité électrique dans l'eau brute (orange) et épurée (jaune).

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux brutes varient entre 1056 et 1590 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et pour les eaux épurées les valeurs varient entre 786 et 1307 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

On constate que les valeurs de l'eau épurée sont tous conformes aux normes sauf deux points qui sont légèrement au-dessus de la norme, par contre la majorité des points de l'eau brute sont au-dessus de la norme c'est-à-dire elles ne sont pas conformes aux normes. Cette non-conformité peut être due au changement de la concentration en sels dissous dans les eaux qui arrivent à la STEP.

1.4. Température :

La figure (V.4) suivante représente la variation de température dans l'eau brute(bleu) et épurée(orange) la STEP.

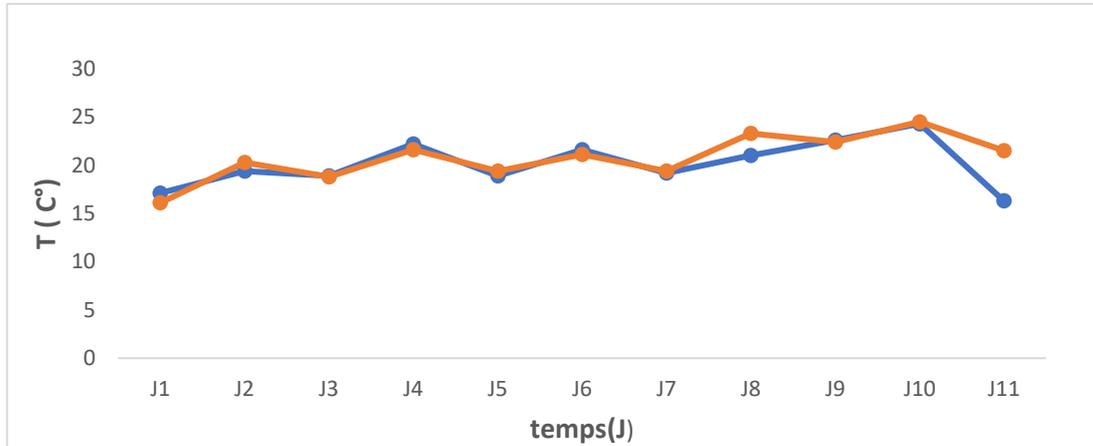


Figure V.4: Variation journalière de la température dans l'eau brute(bleu)et épurée(orange).

D'après les résultats obtenus les valeurs varient entre 17 °C et 21.1 °C pour les eaux brutes. Par ailleurs pour les eaux épurées, les valeurs varient entre 17.1 °C et 22.1 °C. On constate que les deux graphes sont au-dessous de celle de la norme, ce qui explique une stabilité relative des valeurs qui conduit au développement des micro-organismes qui favorisent la dégradation de la pollution organique parce que la température est un facteur important dans l'activité bactérienne.

1.5. Demande chimique en oxygène (DCO) :

Les deux Figures (V.5) suivantes montrent la variation de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) à l'entrée et à la sortie de la STEP.

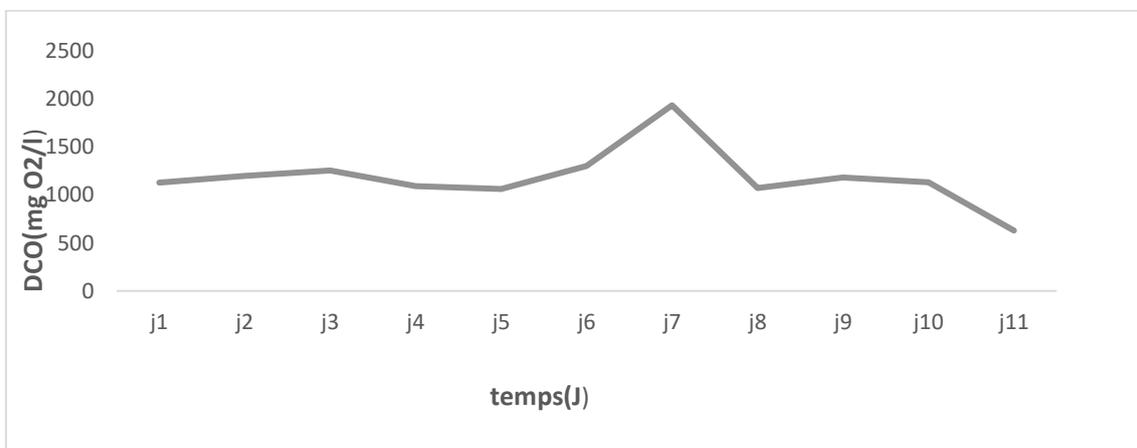


Figure V.5: Variation journalière de la DCO à l'entrée dans l'eau brute .

Les résultats obtenus montrent qu'à l'entrée de la STEP, les valeurs de la DCO varient entre 62 et 1934 mgO₂/l, dont la majorité des points sont au-dessus de la norme (1000 mg/l) durant les 5 mois, cette augmentation est marquée à cause de l'arrivée de couleurs des eaux industrielles avec de diverses caractéristiques : couleurs (aubergines, verdâtre, noir chargé de graisse), odeur (odeur des œufs pourris, odeur d'essence, odeur des produits cosmétiques), présence de la mousse.

□ **A la sortie :**

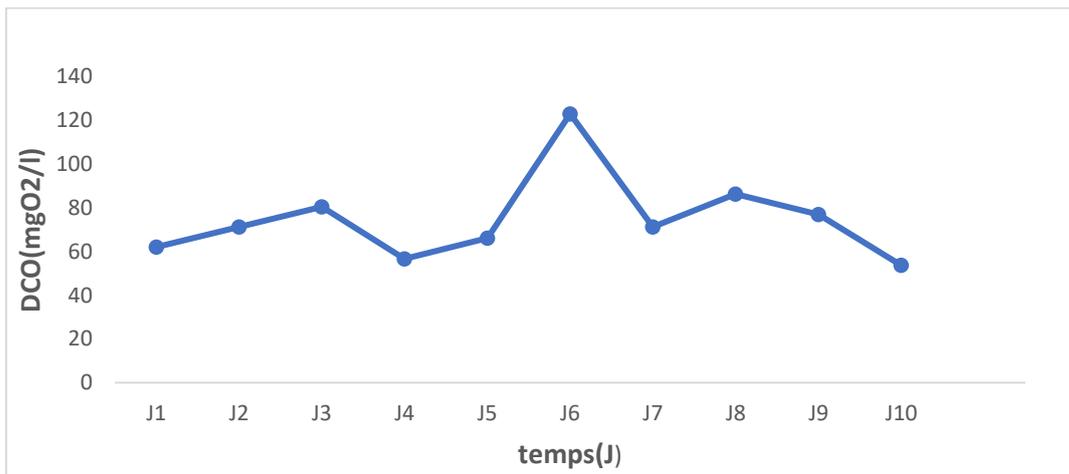


Figure V.6: Variation journalière de la DCO dans l'eau épurée.

Dans la figure (V.6) les concentrations de la DCO des eaux épurées, varient entre 53 et 123 mg O₂ /l. Donc sont tous conformes à la norme algérienne. Ce qui explique le bon fonctionnement de processus de la STEP.

1.6 Demande Biologique en Oxygène (DBO 5) :

Les Deux Figure (V.7) suivantes montrent la variation de la Demande Biologique en Oxygène (DBO 5) à l'entrée et à la sortie de la STEP.

- **a l'entrée :**

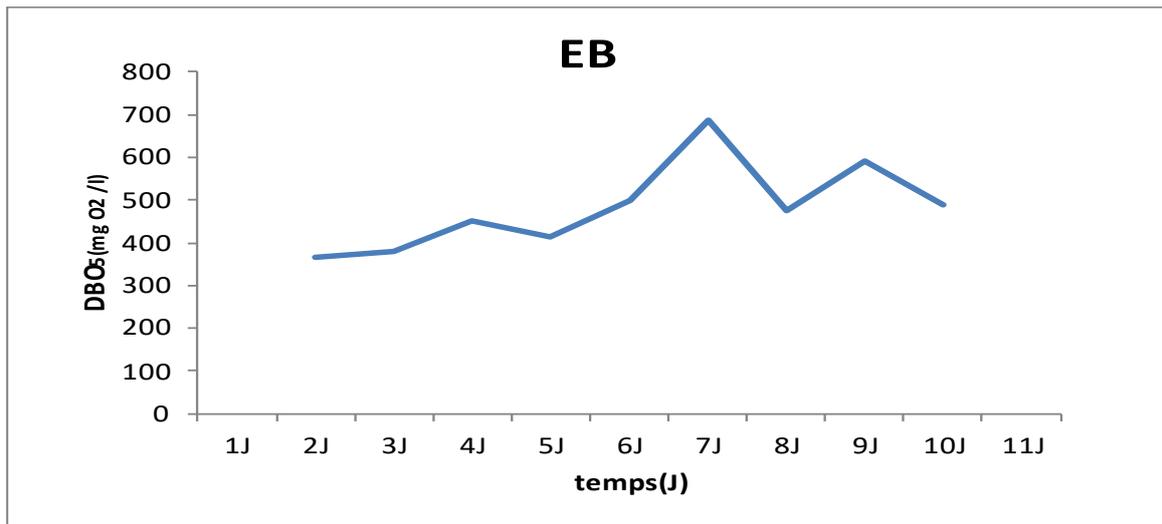


Figure V.7: Variation journalière de DBO 5 à l'entrée de la STEP.

A partir des résultats trouvés, on remarque que les valeurs de la DBO 5 enregistrées au niveau des eaux brutes (entrée) de la station, sont comprises 270 entre 686 mg O₂ /l, dont on note 4 pics durant les dates (18 avril, 08mai, 12juin, 19juin) cette variation est due a une instabilité de la qualité des eaux usées.

□ **a la sortie :**

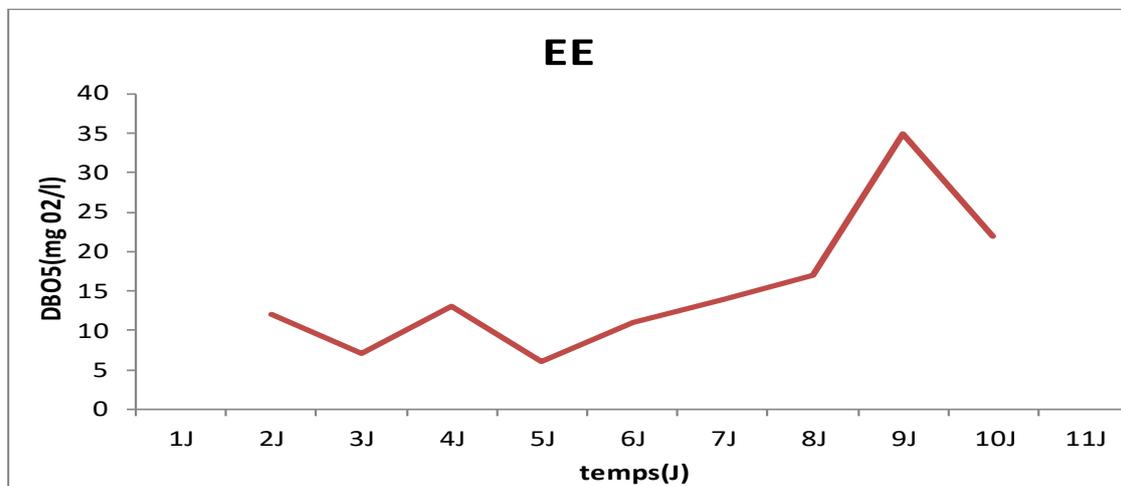


Figure V.8: Variation journalière de DBO 5 à la sortie de la STEP.

Notons que l'eau épurée à la sortie de la station présente une DBO5 qui varie entre 11 et 18 mg O₂ /l. ces valeurs sont au-dessous la norme algérienne de rejet (25 mg/l), ce qui explique une biodégradabilité complète de la charge polluante.

1.7. Matières en suspension :

Les deux figures (V.9) suivantes montrent la variation de la concentration des matières en suspension (MES) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

□ **A L'entrée :**

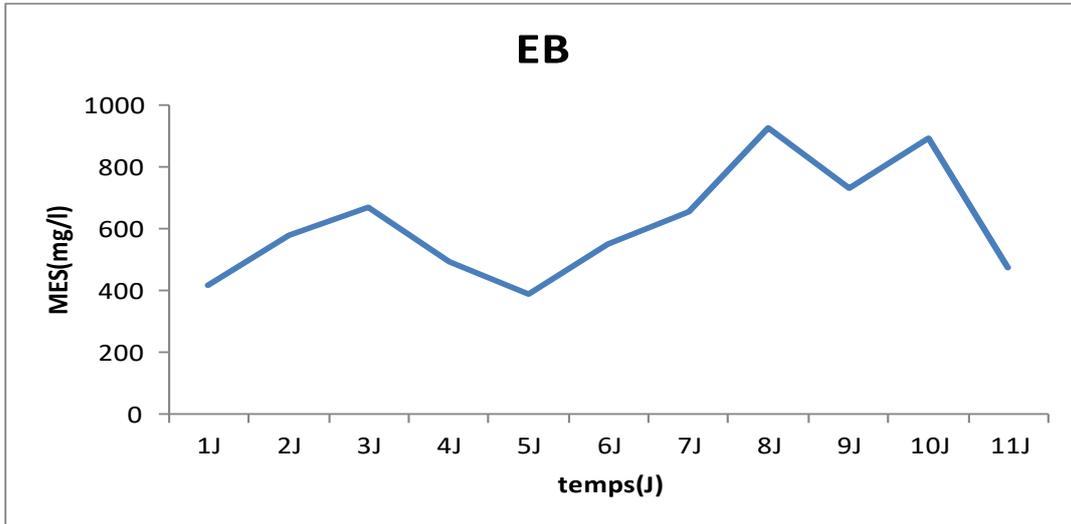


Figure V.9: Variation journalière des MES à l'entrée de la STEP.

La concentration des matières en suspension (MES) des eaux brutes dans la figure (V.9) a atteint une valeur maximale de 390 mg/l et une valeur minimale de 894 mg/l, toutes les valeurs conformes aux normes. Ce qui explique une charge polluante importante qui a entré dans la STEP.

□ **a la sortie:**

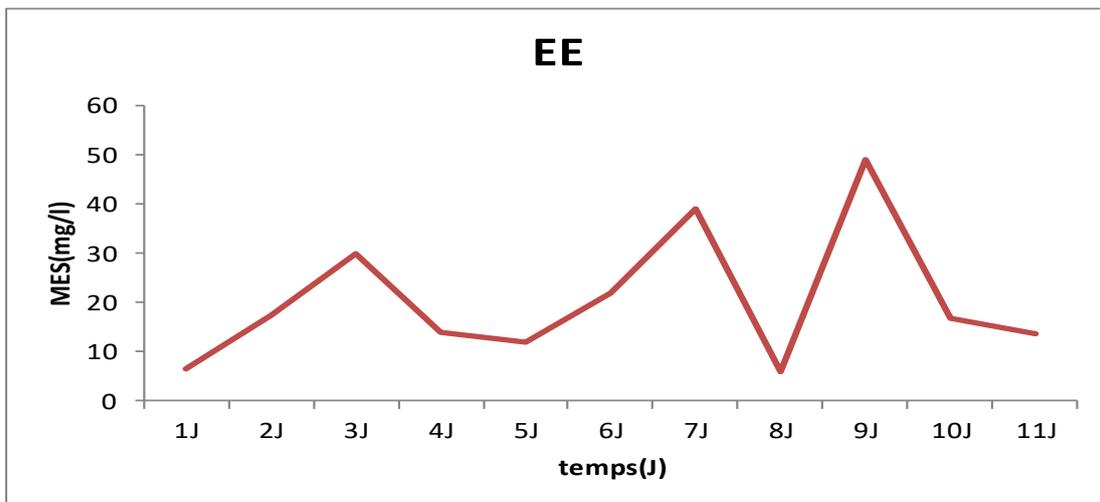


Figure V.10: Variation journalière des MES à la sortie de la STEP.

Après l'analyse de la figure (V.10) on dit que les valeurs de MES qui ont été mesurées sont conformes à la norme qui est d'ordre de 35 mg/l. Ces résultats montrent qu'il Ya une élimination régulière de ces dernier

1.8. Phosphore total (P_t):

La figure (V.11) suivante montre la variation de phosphore totale a l'entrée et a la sortie de la STEP .

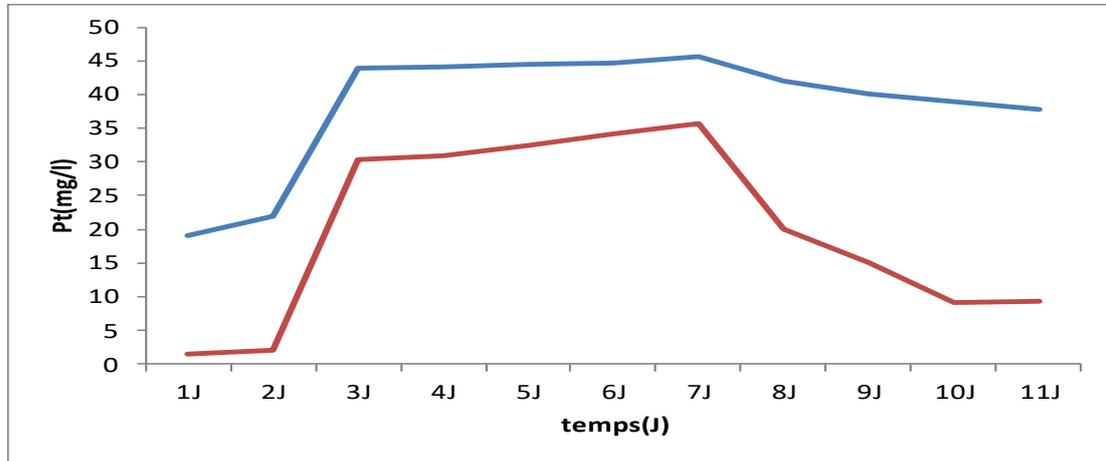


Figure V.11 : Variation mensuelle de phosphore total à l'entrée et a la sortie de la STEP.

A la sortie, la valeur maximale de phosphore total (Pt) enregistrée au niveau des effluents de la STEP des eaux d'entrées est de 45.7 mg. L⁻¹ et la valeur minimal est de 19.08 mg.l⁻¹.Et pour les eaux de la sortie est 35.76mg.l⁻¹ et la valeur minimal est de 1.48mg.l⁻¹.

D'où ces valeurs pour les eaux brutes et les eaux épurées sont conformes aux normes algériennes (50mg.l⁻¹). On conclut qu'au niveau de la STEP la pollution Phosphorique diminue.

1.9.Nitrates NO₃:

La figure (V.12) suivante montre la variation des Nitrates à l'entrée et à la sortie de la STEP.

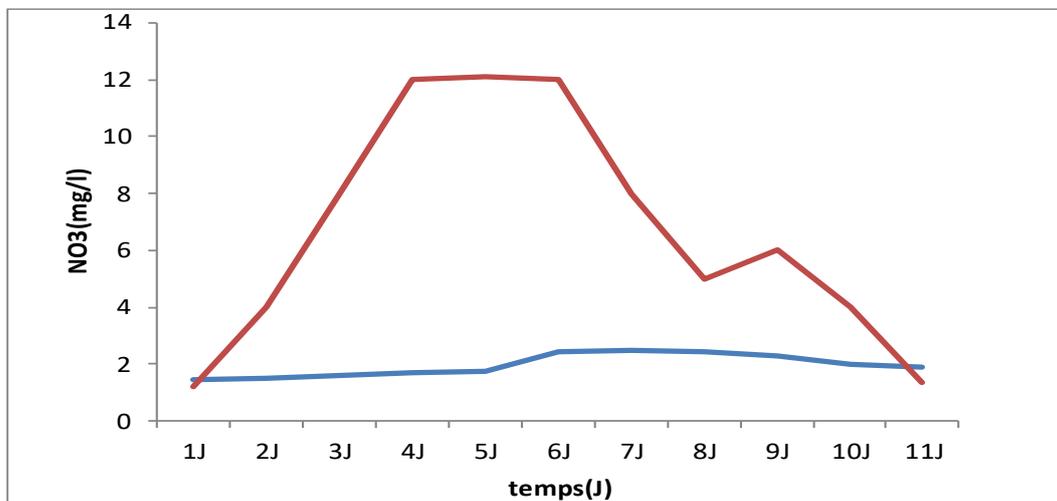


Figure V.12: Variation journalière des Nitrates à l'entrée et à la sortie de la STEP.

La concentration en nitrate des eaux brutes varie 1.48mg.l^{-1} et 2.48mg/l , alors que la concentration des eaux épurées varie entre 1.23 et 4mg/l qui est élevée par rapport aux eaux brutes mais reste toujours conforme à la norme dont ces derniers ne dépassent pas 5mg/l .

1.10. Azote ammoniacal NH_4^+ :

La figure (V.10) suivante montre la variation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) à l'entrée et à la sortie de la STEP.

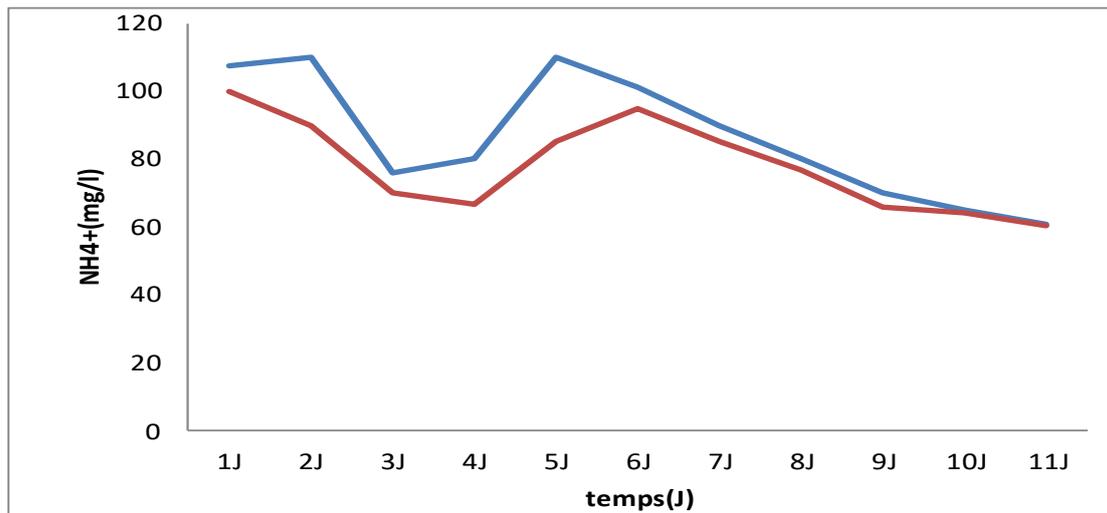


Figure V.13: Variation journalière de l'Azote ammoniacal à l'entrée et à la sortie de la STEP.

Les résultats des concentrations de NH_4 obtenus pour les eaux brutes varient entre 60.8 et 107.6mg/l , et celle des eaux épurées varient entre 01.29 et 1.12mg/l , ces résultats conformes à la norme algérienne et celle de l'OMS

V.2. Détermination Des Rendements Épuratoires :

Le calcul du rendement épuratoire des principaux paramètres chimiques de pollution à savoir la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), et les matières en suspension (MES) se fait par la relation suivante :

$$R(\%) : (X_{\text{entrée}} - X_{\text{sortie}}) / X_{\text{entrée}}$$

R (%): est le rendement épuratoire du paramètre chimique considéré en pour cent;

X entrée: est la concentration du paramètre chimique considéré à l'entrée de la station en mg/l ;

X sortie: est la concentration du paramètre considéré à la sortie de la station en mg/l .

Tableaux V.2 : Résultat de rendement :

	MARS	MARS	MARS	AVRIL	AVRIL	AVRIL	MAI	MAI	MAI
DCO	94.05	93.58	94.81	93.77	93.64	93.34	92.69	93.19	91.46
DBO₅	96.72	98.17	97.13	98.55	97.95	96.43	94.09	95.51	/
MES	97.01	95.53	97.16	96.92	94.03	99.35	93.28	98.12	97.14

V.2.1. Rendements des paramètres de pollution :

V.2.1.1. Demandes Chimiques En Oxygènes (DCO) :

La figure suivante montre le rendement de DCO de la STEP.

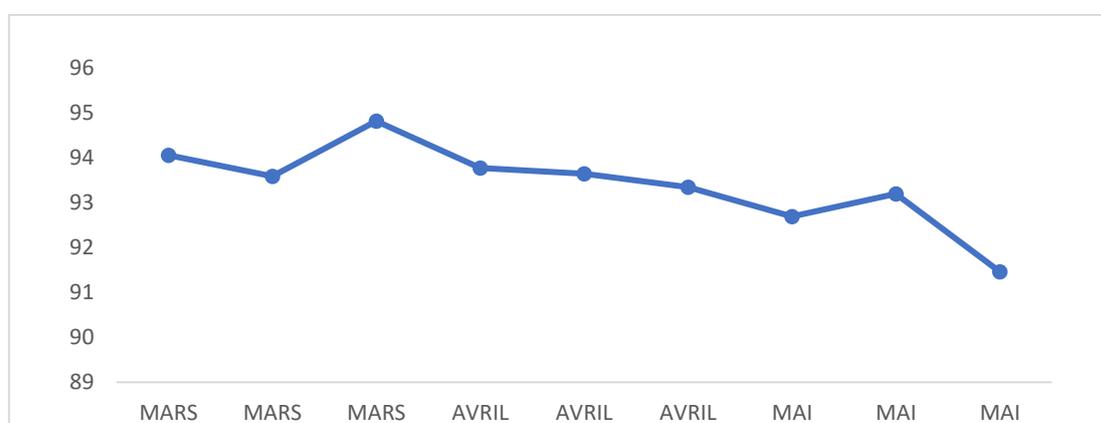


Figure V.14: La variation des rendements pour la Demande Chimique En Oxygène(DCO).

La valeur de la Demande Chimique En Oxygène(DCO), est variée entre 91% et 94%, avec une moyenne de 93.39% qui dépasse 75% (la norme). Donc on confirme qu'il y a une bonne élimination pour la charge polluante.

2.1.2 Demandes Biochimiques en Oxygènes (DBO 5) :

La figure suivante montre le rendement de DBO 5 de la STEP.

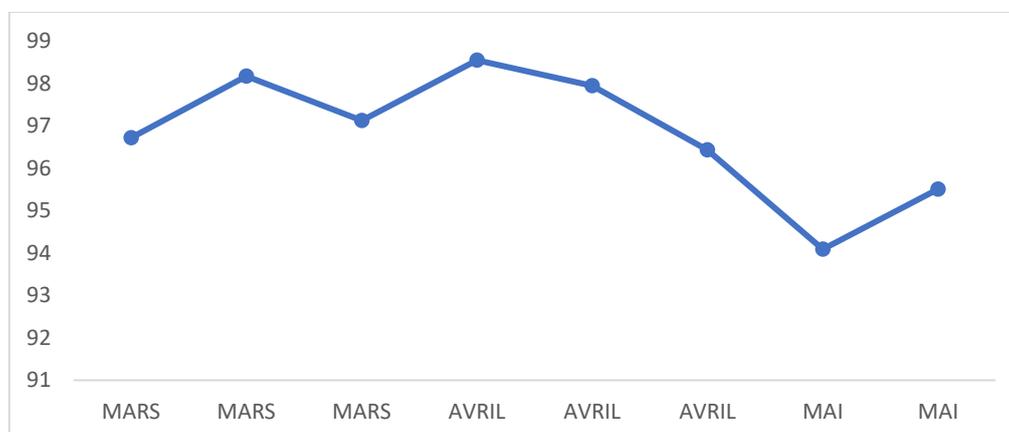


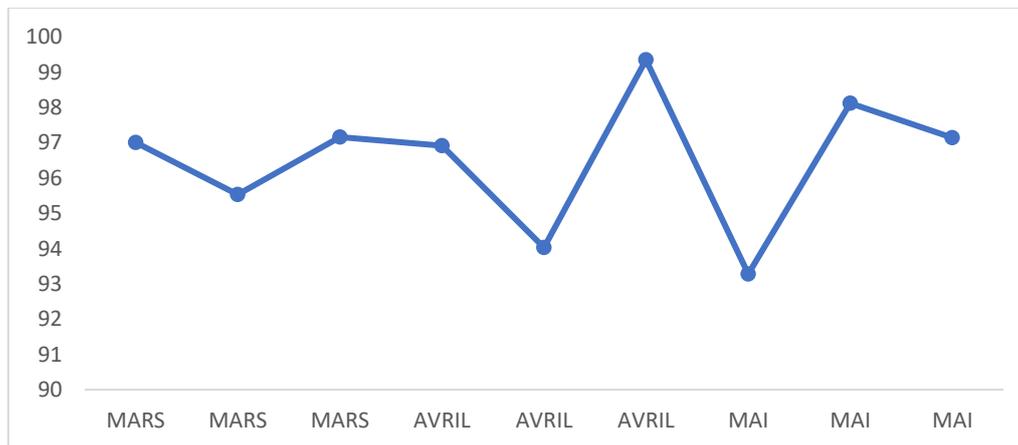
Figure V.15: Le rendement de la Demande Biochimique En Oxygène(DBO5)

On voit que le rendement de la Demande Biochimique En Oxygène (DBO 5), pendant les 3 mois, se varie entre 94% et 98%, avec une moyenne de 97.19% qui dépasse la norme 80%.

Ceci indique une bonne élimination de la pollution.

2.1.3 Matières En Suspensions :

La figure suivante montre le rendement de MES de la STEP.



FigureV.16 :Le rendement des Matière En Suspension (MES).

A partir de la figure, On observe que le rendement des Matières En Suspensions (MES), durant les 3 mois, se limite entre 94% et 97%, avec une moyenne de 96.52% qui dépasse la norme 90%. Donc on a une élimination importante de la charge polluante.

Conclusion :

A partir de l'analyse de la base de données des paramètres de pollution de Mars au Mai, on conclut que la majorité des paramètres pour les eaux brutes ne conforme pas la norme à cause de l'instabilité de la qualité des eaux brutes, par contre pour les eaux épurées tout est conformes avec les normes.

Ainsi, l'obtention d'un rendement d'élimination satisfaisant avec une moyenne de 96.52% Pour les MES, et 93.39 % Pour la DCO et % 97.19 Pour la DBO5, ce qui suggèrent très bon fonctionnement de la STEP.

2. Traitement des eaux usées brutes et épurées de la station de Beni Mered par le procédé Fenton et photo-Fenton :

Tableau V.3 : Résultats des analyses de l'eau usée brute et épurée après traitement par les procédés Fenton et Photo fenton .

	Traitement biologique		Traitement par Fenton		Traitement par le Photo Fenton	
	EB	EE	EB	EE	EB	EE
Température (°C)	22.6	22.4	22.7	22.6	34	32
pH	6.35	6.57	7.30	7.28	7.33	7.30
Conductivité(ms)	1610	1412	1672	1452	1669	1450
Turbidité(NTU)	/	/	18.6	2.08	/	/
DCO (mg/l)	1181	86.3	2455	1653	2050	1270

D'après le tableau nous pouvons dire que:

_ La température de EE et de EB dans le traitement biologique était faible comparativement à la fenton et à la photo fenton, ce qui est dû aux interactions dans lesquelles elles se produisent en raison des substances utilisées pendant le traitement (H_2O_2 et $FeSO_4$) alors que nous les voyons à leur plus haut degré dans la réaction de photo fenton indiquant que l'éclairage a un rôle dans l'élévation de la température.

_ Toutes les valeurs pH ont été très proches dans tous les types de traitement.

_ En ce qui concerne le DCO, le facteur le plus important dans notre étude, nous remarquons qu'il était dans les critères systémiques de traitement biologique, comme pour le traitement F et PF, nous remarquons qu'il a augmenté de manière significative, et la raison de cela peut être pondérée en raison des interactions entre H_2O_2 et $FeSO_4$ avec les nombreux composés organiques présents dans l'eau.

a/ Elimination du bleu de méthylène par le procédé Fenton.

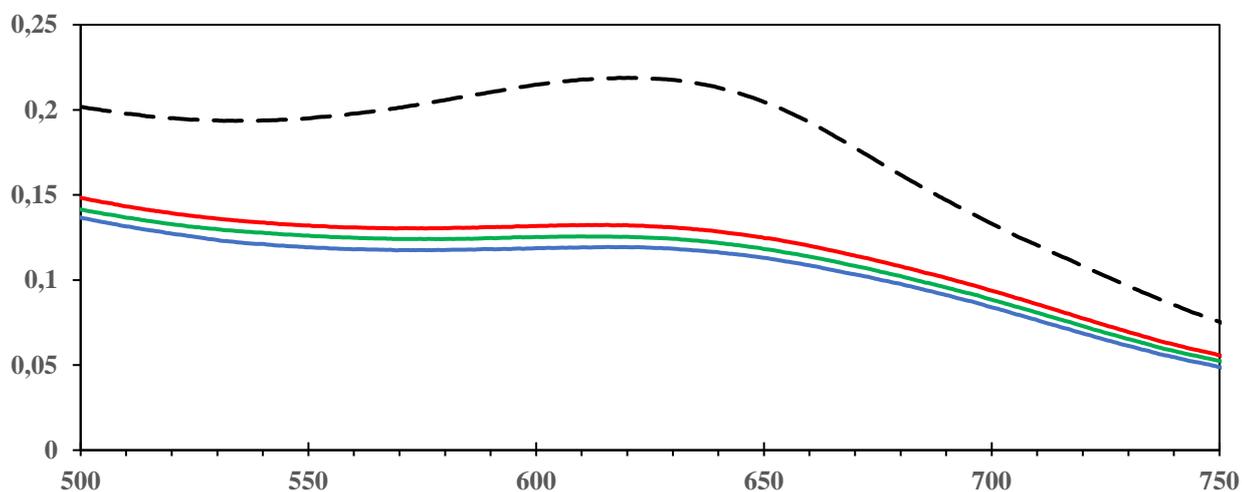
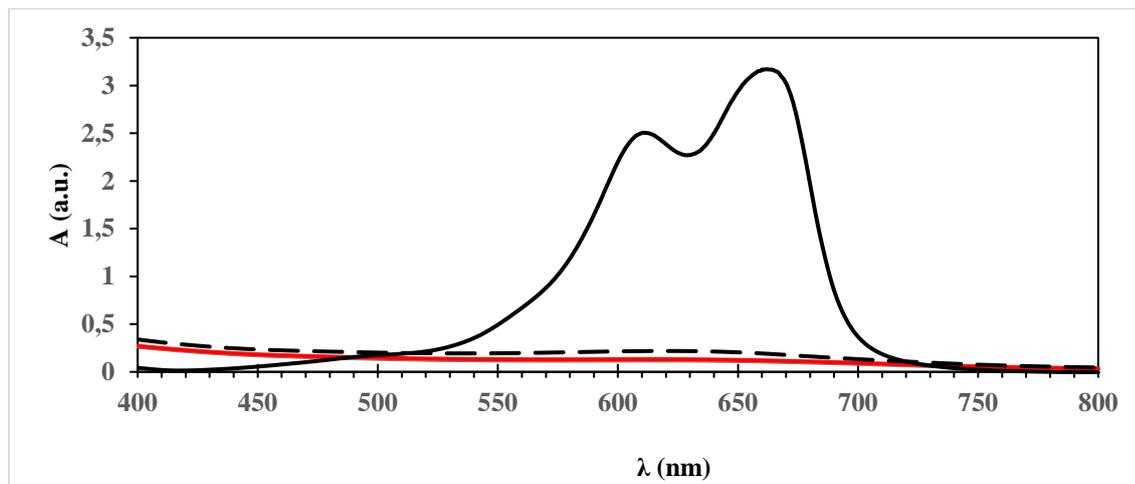


Figure v.17 : Variation de l'absorption de l'eau contaminée avec le bleu de méthylène en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.

Le bleu de méthylène pris comme polluant modèle pour la validation du protocole du procédé Fenton dans le cas du traitement de l'eau brute et l'eau épurée de la station de Beni Mered.

C'est ainsi que l'utilisation du réactif de Fenton avec les conditions citée dans matériels et méthodes a permis l'élimination complète du bleu du méthylène après 30 min de réaction comme il est monté sur la figure 14. Il est important de noter aussi de l'absence d'intermédiaire visible sur le spectre UV-Visible entre 200 et 800 nm.

b/Traitement de l'eau usée brute par le procédé Fenton

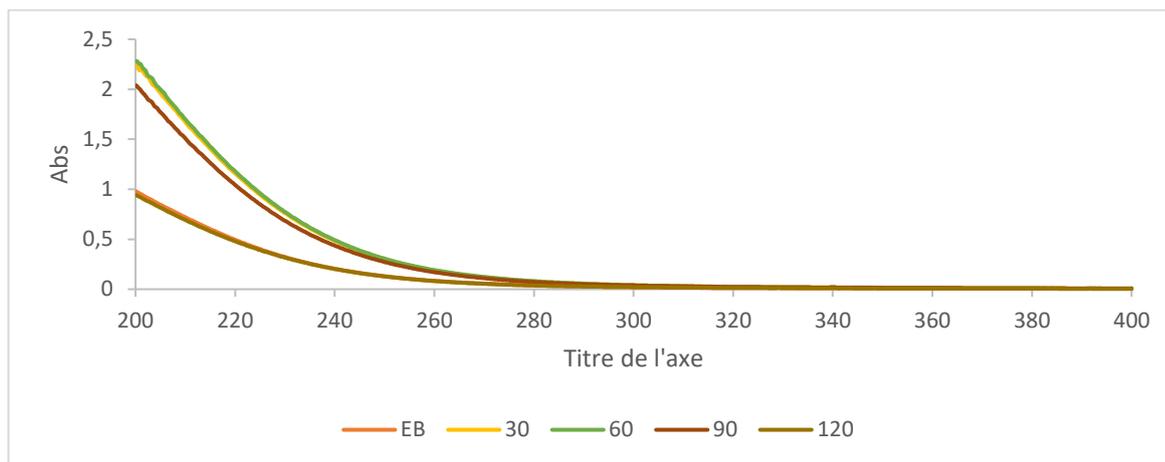
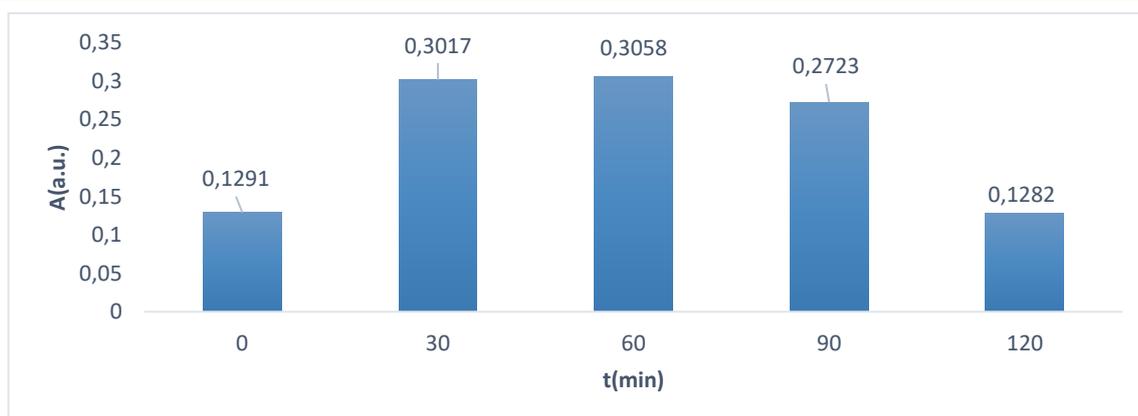


Figure V.18 : Variation de l'absorption de l'eau usée brute en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.

La figure montre la variation de l'absorption de l'eau usée brute en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton. L'absorbance commence à s'accroître au début du traitement jusqu'à 90 min à cause de la formation des intermédiaires possédant un profil identique à celui de la matrice polluante initiale par contre une diminution suivie d'une stabilisation de l'absorbance en dessous de la concentration initiale en polluant

Tableau V.4 : le tableau ci-dessous présente le taux d'absorbance au l'eau brute par le procédé Fenton en fonction du temps et la longueur d'onde est $\lambda = 250\text{nm}$.

t(min)	0	30	60	90	120
Abs	0.1291	0.3017	0.3058	0.2723	0.1282



L'histogramme représentant la variation de l'absorbance de l'eau brute à 250 nm en fonction du temps montre une activité accrue des radicaux hydroxyles produits par le réactif de Fenton avec une production importante d'intermédiaires qui sont à leurs tours transformés en molécules de tailles plus faibles que les molécules précurseurs.

c/ Traitement de l'eau usée brute par le procédé Photo Fenton

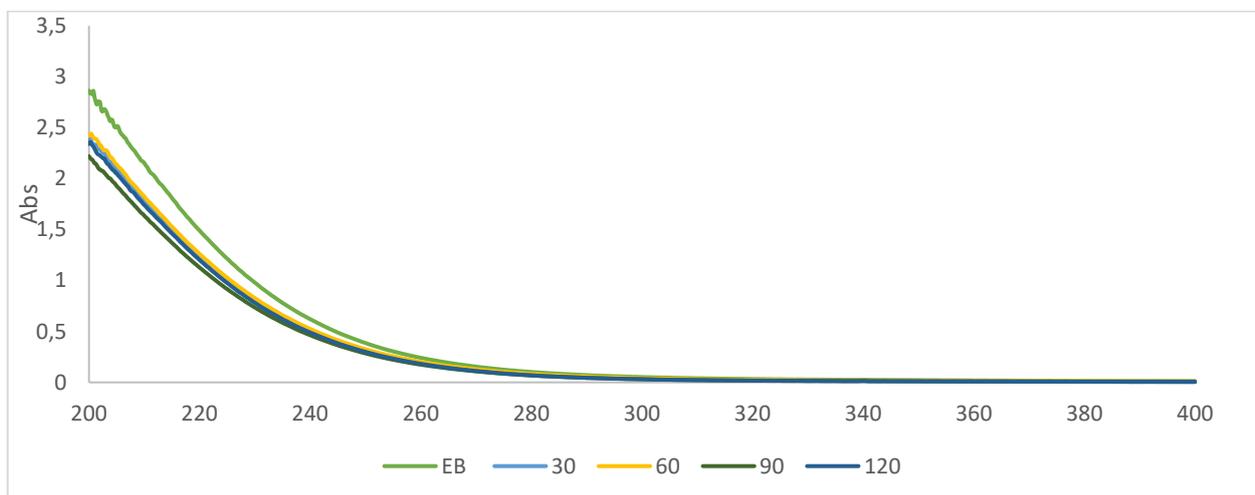
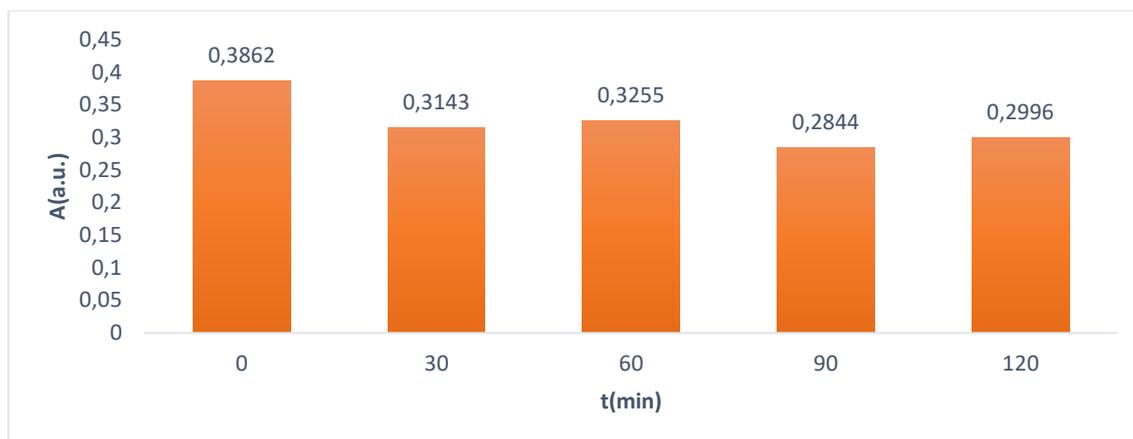


Figure V.19: Variation de l'absorption de l'eau usée brute en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Photo Fenton.

Le même phénomène est observé avec le traitement de l'eau usée brute par le procédé photo-fenton mais avec une cinétique et une intensité beaucoup plus importante grâce à l'effet synergique des radicaux hydroxyles produits par le réactif de Fenton et ceux produit par la photolyse du peroxyde d'hydrogène.

Tableau V.5: le tableau ci-dessous présente le taux d'absorbance au l'eau brute par le procédé Photo Fenton en fonction du temps et la longueur d'onde est $\lambda = 250\text{nm}$.

t(min)	0	30	60	90	120
Abs	0.3862	0.3143	0.3255	0.2844	0.2996



L'histogramme représentant la variation de l'absorbance à 250 nm de l'eau brute traité par le procédé photo-Fenton montre la diminution progressive de la charge polluante au cours du traitement jusqu'à épuisement de la quantité du peroxyde d'hydrogène avec la formation d'intermédiaires de taille inférieurs.

d/Traitement de l'eau usée épurée par le procédé fenton

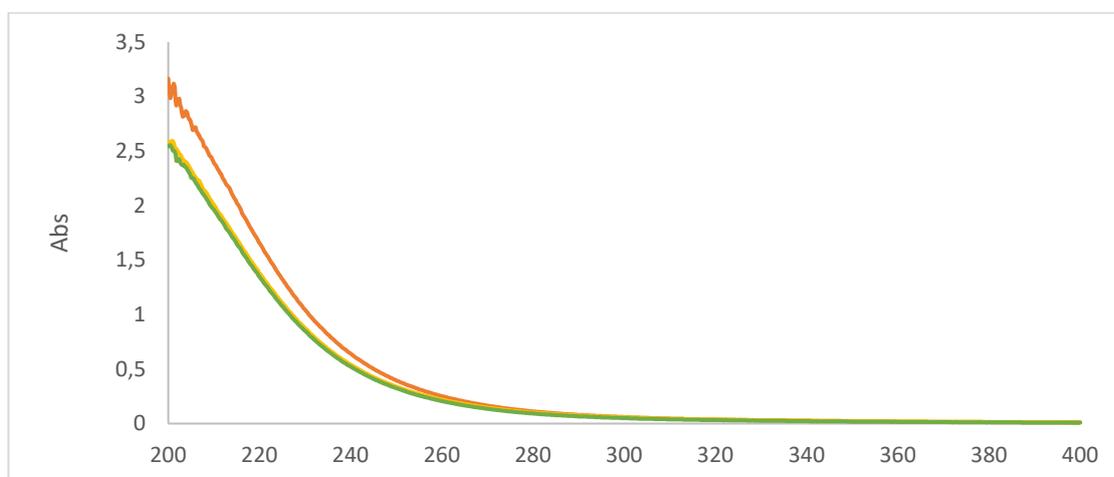
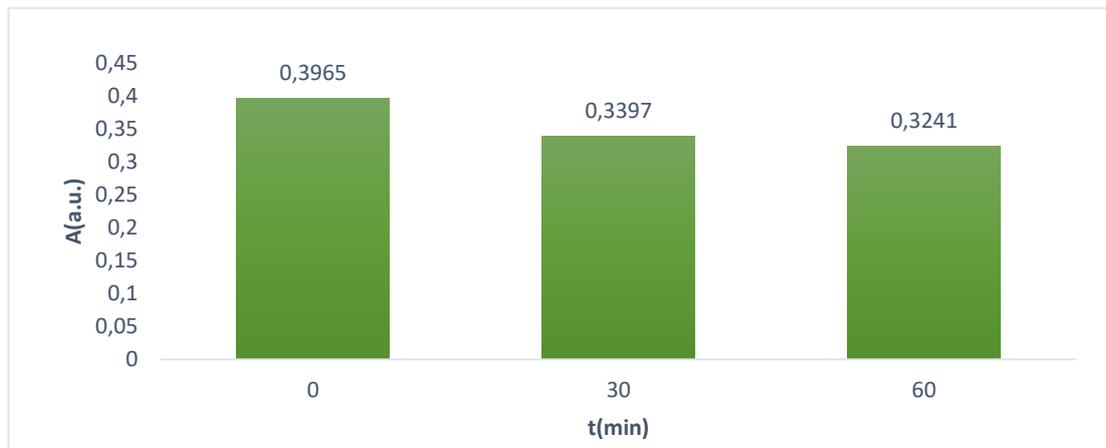


Figure V.20 : Variation de l'absorption de l'eau usée épurée en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Fenton.

Les courbes représentant la variation de l'absorbance de l'eau usée épurée traité par le réactif de Fenton en fonction du temps se stabilise après 60 minutes de réaction après consommation du peroxyde d'hydrogène utilisé.

Tableau V.6: le tableau ci-dessous présente le taux d'absorbance au l'eau épurée par le procédé Fenton en fonction du temps et la longueur d'onde est $\lambda = 250\text{nm}$.

t(min)	0	30	60
Abs	0.3965	0.3397	0.3241



L'histogramme relatif au tableau précédent montre la diminution significative après 60 min de l'absorbance à 250 nm de l'eau usée épurée au cours de son traitement avec le réactif de Fenton.

e/ Traitement de l'eau usée épurée par le procédé Photo Fenton

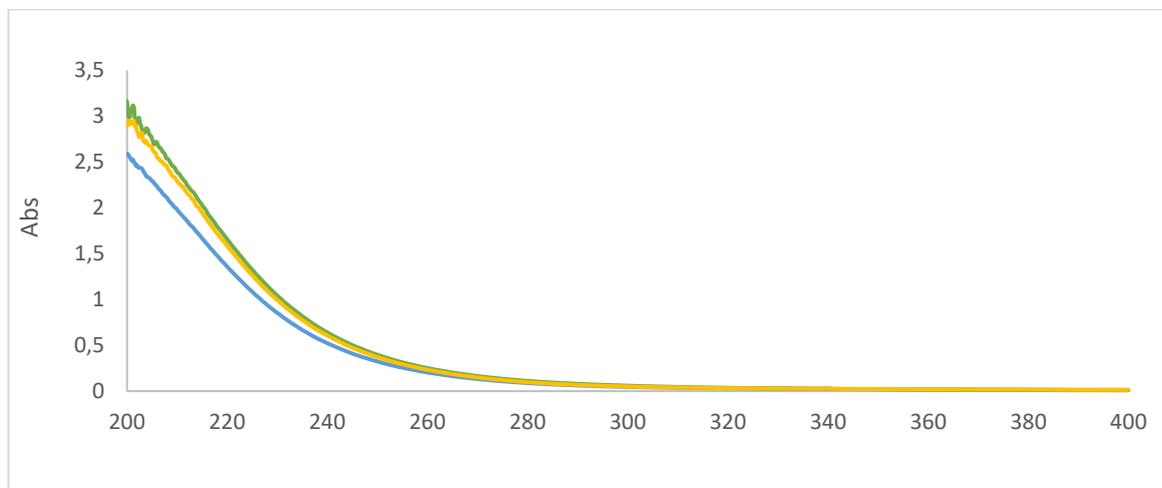
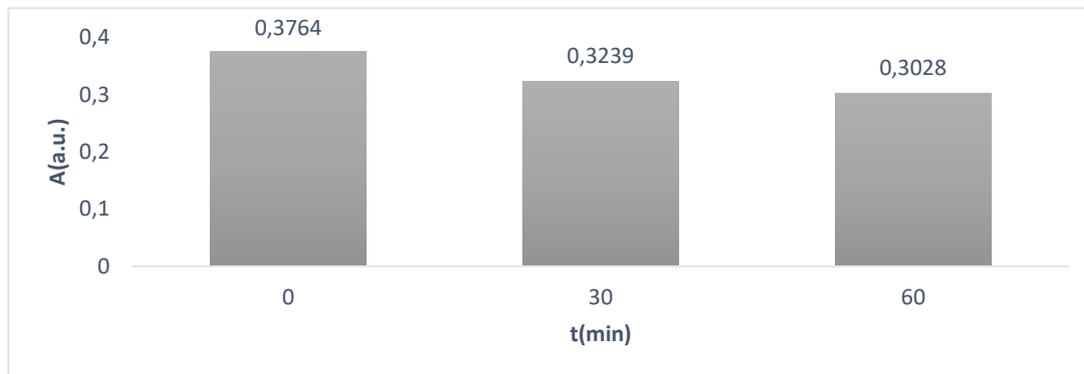


Figure V.21 : Variation de l'absorption de l'eau usée épurée en fonction du temps au cours de son traitement par le réactif de Photo Fenton.

La variation de l'absorbance avec une tendance baissière plus marquée et plus rapide au cours du traitement de l'eau usée épurée avec le couplage de la photolyse du peroxyde d'hydrogène et le réactif de Fenton.

Tableau V.7: le tableau ci-dessous présente le taux d'absorbance au l'eau épurée par le procédé Photo Fenton en fonction du temps et la longueur d'onde est $\lambda = 250\text{nm}$.

t(min)	0	30	60
Abs	0.3764	0.3239	0.3028



L’histogramme représentant la variation de l’absorbance à une longueur d’onde de 250 nm de l’eau usée épurée traité par le procédé photo-Fenton montre une nette diminution de celle-ci au bout de 60 min par rapport au traitement du même rejet avec le réactif de Fenton.

Résultat de l’effet de la qualité des eaux usées sur la germination

1/Eau usée Brute

Tableau V.8: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l’eau usée brute en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF).

t(h)	Mesure la hauteur (cm)		
	S	F	PF
24	0.5	0.25	0
48	1.5	0.5	0.25
72	3	1	0.5
96	8	2.5	1

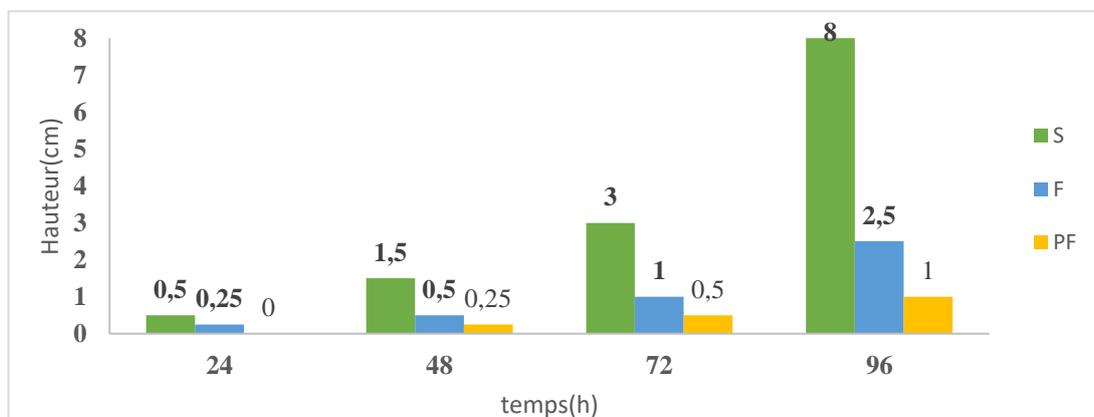


Figure22: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l’eau usée brute en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF)

La figure 22 décrivant la germination des graines de lentilles dans l'eau usée brute grâce au suivi de la mesure de la hauteur de la tige permet de remarquer l'augmentation de la hauteur de la tige d'une façon continue et progressive de ceux germées dans l'eau usée brute non traitée que celles traitée par le procédé Fenton et encore mieux que celle du procédé photo-Fenton toute en sachant que la matière organique diminue respectivement en passant du procédé Fenton au procédé photo-Fenton.

2/Eau usée Epurée

Tableau V.9: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l'eau usée épurée en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF).

t(h)	Mesure la hauteur (cm)		
	S	F	PF
24	0.5	0.25	0
48	1	0.5	0
72	2	1	0.5
96	4	1.5	1

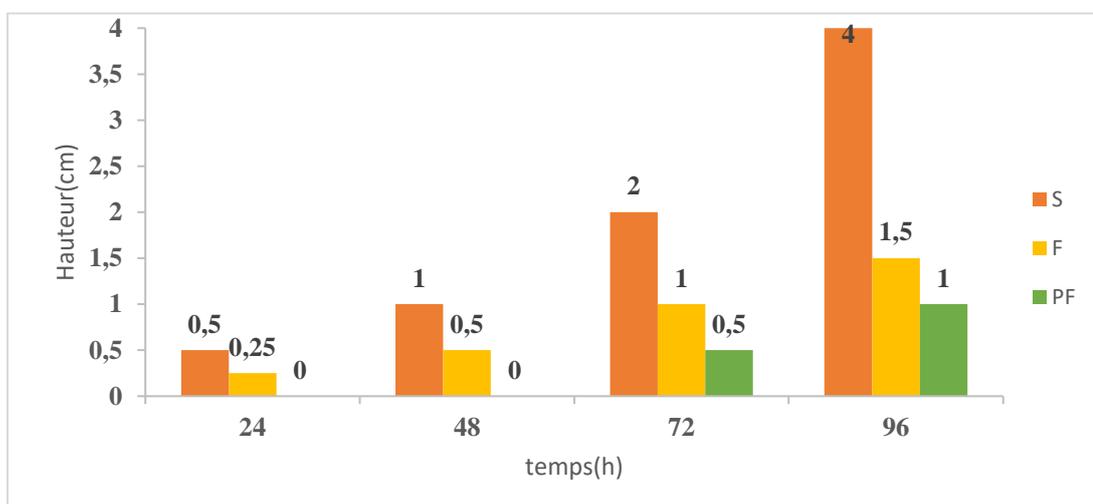


Figure23: Hauteur en cm de la tige des lentilles germées dans l'eau usée épurée en fonction du temps sans traitement (S), traitée par le procédé Fenton (F) et traitée par le procédé photo-Fenton (PF)

Les résultats obtenus dans le cas des hauteurs des graines de lentilles germées dans l'eau épurée sans traitement et ceux traité par les procédés d'oxydation à savoir le Fenton et le photo-Fenton vont dans le même sens que ceux obtenus dans le cas de l'eau usée brute mais ils sont inférieurs d'où la présence d'une étroite relation entre la présence de matière organique exprimée en termes de DCO et la capacité de germination identifié par la hauteur de la tige des lentilles germées.

Conclusion Générale

Compte tenu de l'importance cruciale de l'eau dans notre vie quotidienne, nous la voyons constamment diminuer par le manque de pluie ces dernières années et la pénurie d'eau souterraine, Cela a mis la vie environnementale et humaine en danger de sécheresse. Pour cette raison, nous avons réalisé ce travail , dont l'idée est de comparer deux procédés de traitement, dont le premier consiste à traiter les eaux usées dans une station à boue activé et le deuxième se base sur le traitement des eaux usées par deux procédés d'oxydation avancés et cela pour réutiliser ces eaux dans l'arrosage des espaces verts , l'irrigation des terrains agricoles , améliorer la productivité de l'eau et de préserver le sous-sol de toute contamination possible qui pourra porter atteinte à la santé humaine et l'écosystème.

Les résultats de la première section de ce travail, ont confirmé :

- L'efficacité du traitement biologique des eaux usées pour l'arrosage (plantes).
- Les analyses de contrôle de qualité effectuée au niveau du laboratoire de la STEP aident à déterminer la conformité des eaux avant et après traitement.
- Les analyses des paramètres DCO, DBO5 et MES sont des indicateurs de la pollution existante dans l'eau, très importants pour la détermination de la qualité de cette dernière.

La deuxième section, dont l'idée est de traiter les eaux usées en POA à savoir le procédé Fenton et le procédé photo-Fenton ; Les résultats obtenus montrent l'efficacité et le choix adéquat de ces procédés pour le traitement des eaux avant et après le traitement biologique au niveau de la station.

Ce travail pouvait être d'une autre dimension du point de vue contrôle cinétique et identification des intermédiaires si la matrice polluante aurait été identifiée sans oublier de poursuivre ce travail en utilisant comme procédés d'oxydation avancée la photocatalyse solaire puisque la faisabilité a été confirmée par les 2 procédés en phase homogènes.

Références :

- [1]. Lindberg, C. F., 1997. Control and estimation strategies applied to the activated sludge process.
-Thèse: Department of Materials Science Systems and Control Group, Uppsala University, Sweden.
- [2]. Jeppsson, U., 1996. Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes.
-Thèse: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund University, Sweden.
- [3]. Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger, G.T., 1986. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming.
-Water Res., Commision, Pretoria, p 165.
- [4]. Andreadakis, A. D., 1993. Physical and chemical properties of activated sludge flocs.
-Water Res., Vol 27, 12, pp 1707-1714.
- [5]. Tixier, N., 2003. Approche des propriétés rhéologiques de suspensions biologiques floculées.
-Thèse : Faculté des Sciences et Techniques de l'eau, Université de Limoges, France.
- [6]. Hammami, S., Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels, 2008, Université de Marne la Vallée
- [7]. Chen, R. and J.J. Pignatello, Role of quinone intermediates as electron shuttles in Fenton and photoassisted Fenton oxidations of aromatic compounds. Environmental science & technology, 1997. 31(8): p. 2399-2406.
- [8]. Kodom, T., Études et caractérisations de couches minces de semi-conducteurs nanostructurés dopés et non dopés en vue de leur utilisation pour la dépollution des eaux, 2011, Poitiers.
- [9]. Baumont *et al.* 2004. Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île de France. Rapport ORS, 220p.
- [10]. Vaillant, 1974. Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires : Eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles. Ed. Eyrolles. Paris, France 413p.
- [11]. Desjardins, 1997. Le traitement des eaux, 2ème Edition Revue et Enrichie, Ed. Ecole Polytechnique.
- [12]. Edline, 1979. L'épuration biologique des eaux résiduaires. Ed. Cebedoc, Paris, 306p.
- [13]. Faby J. A., Brissaud F. 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International

de l'Eau, 76p.

[14]. Cauchi,1996. La réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et Méthodes, 2 : 81- 118p.

[15]. Xanthoulis D,1993. Valorisation agronomique des eaux usées des industries agroalimentaires. Article périodique.

[16]. Martin,1979. [Journées de l'hydraulique](#) Année 1982 [17-2](#) pp. 1-6.

[17]. Chellé et al.2005. L'épuration des eaux : pourquoi et comment épurer Office international de l'eau, 15 pages.

[18]. FAO,2003. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage Paper, 65p.

[19]. Asano,T 1998. Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, volume 10, Edition Taylor Francis Inc, p. 1828.

[20]. Galaf,2003. Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin.

[21].Encyclopédie,1995. C. El Briga, « Dorsale tunisienne » ; RL : http://journals.openedition.org/encyclopedie_berbere/2203.

[22].Mayet.,1994, Epuration des eaux usées : cas de la ville de Touggourt, thes, Ing, Eco, U.de Ouargla. 2007. P 60.

[23].Keck et al, 2000.Structure of the RNA polymerase domain of E.coli primase. Science 287:2482-2486.

[24]. CSHPF,1995. Avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France du 7 novembre 1995 sur les encres et vernis pour l'impression des emballages destinés à un contact alimentaire.

[25]. Djeddi Hamza,2007. European Scientific Journal 15, 1857-7431.

[26]. Rodier J., Bazin C., Broutin J., Chambon P., 1996. L'analyse de l'eau :Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème édition. DUNOD. Paris.

[27]. Rejsek,2005. Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques » ; Centre Régional

de Documentaires Techniques Pédagogique d'Aquitaine, Mémoire (2013-2014): Etude de système

d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel.

[28]. Tarmoul,2007. Mémoire Détermination de la pollution résiduelle d'une station d'épuration par lagunage naturel. Tribune de l'eau N:563/3. Ed. Cebedoc, pp: 27- 32.

[29]. Gaujous,1995. La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Edition Technique et

Documentation Lavoisier, 220p.

[30]. Rodier, J., Legube B., Merlet N., 2009. L'Analyse de l'Eau. 9^{ème} Edition, Dunod, Paris -France.

[31]. Brière, 1994. Distribution et Collecte des eaux Edition de l'Ecole Polytechnique de Montréal. 3^{ème} édition, 598 p.

[32]. Legube, 1996. traitement des eaux superficielles pour la production d'eau potable. Agence de l'eau Loir- Bretagne- France.

[33]. Dégriment M, 1972. Mémento technique de l'eau, Tome 1, 10^e Edition, Ed Degrement Suez,

France. pp. 3- 38.

[34]. Bonnin, 1977. Hydraulique urbain, 5^{ème} Edition Eyrolle Paris, 228p.

[35]. Bontaux, 1994. 1993. Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux

de boisson. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 166p.

[36]. Céline PERNIN 2003. Épandage de boues d'épuration en milieu sylvo-pastoral. Étude des effets in situ et en mésocosmes sur la mésofaune du sol et la décomposition d'une litière de chêne liège (*Quercus suber* L.) Thèse de doctorat.

[37]. Brodart et al, 1989. Observatoire régional de santé d'Ile-de-France Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France.

[38]. ALLOUCHE F 1990. Environmental remote sensing and GIS in Tunisia; Springer International Publishing

[39]. Venkatadri, R., Peters, R.W., "Chemical oxidation technologies: Ultraviolet light/ hydrogen peroxide, Fenton's reagent, and titaniumdioxide-assisted photocatalysis", Hazard. Waste Hazard. Mater., (1993), V. 10, 107-131.

[40]. Gallard, H., De Laat, J., Legube, B., "Influence du pH sur la vitesse d'oxydation de composés organiques par Fe(II)/H₂O₂. Mécanismes réactionnels et modélisation", New J. Chem., (1998), V. 22, 263-268.

[41]. De Laat, J., Le, G.T., Legube, B., "A comparative study of the effects of chloride, sulfate and nitrate ions on the rates of decomposition of H₂O₂ and organic compounds by Fe(II)/H₂O₂ and Fe(III)/H₂O₂", Chemosphere, (2004), V.55, 715-723.

[42]. Wardman, P. et Candeias, L.P. , "Fenton Centennial Symposium. Fenton chemistry: An introduction", Radiation Research, (1996), V. 145, 523-531.

[43]. Croft, S., Gilbert, B.C., Lindsay, Smith, J.R., Whitwood, A.C., "An E.S.R. investigation of the reactive intermediate generated in the reaction between Fe(II) and H₂O₂ in aqueous solution. Direct evidence for the formation of the hydroxyl radical", Free Rad. Res. Comms., (1992), V. 17, n° 1, 21-39.

- [44]. Gallard, H., "Modélisation cinétique de la décomposition de H₂O₂ et de composés organiques en milieu aqueux par les procédés d'oxydation H₂O₂/Fe(II) et H₂O₂/Fe(III)", Thèse de doctorat de l'Université de Poitiers, (1998).
- [45] Y. MOKHBI, "Étude de la photocatalyse hétérogène couplée à un procédé de dépollution pour le traitement des eaux huileuses". Thèse de doctorat de l'université Ouargla. 2019
- [46] Tang, W.Z., Huang, C.P., "2,4-Dichlorophenol oxidation kinetics by Fenton's reagent", Environ. Sci. Technol., (1996), V. 17, 1371-1378.
- [47] Kuo, C.Y. et Lo, S.L., "Oxidation of aqueous chlorobiphenyls with photo-Fenton process". Chemosphere, (1999), V. 38, 2041-2051.
- [48] Pignatello J.J., "Dark and photoassisted Fe³⁺-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide", Environ. Sci. Technol., (1992), V. 26, 944-951.
- [49] Qiang, Z, Chang, J.H., Huang, C.P., "Electrochemical regeneration of Fe²⁺ in Fenton oxidation processes". Water Res., (2003), V.37, 1308-1319.
- [50] Safarzadeh-Amiri A, Bolton R.J and Cater R.S. "Ferrioxalate-mediated solar degradation of organic contaminants in water" Solar Energy. 1996, Vol. V. 56, 439-443.
- [51]. Rivas, J.F., Beltran, J.F., Gimeno, O., and Frades, J., "Treatment of olive oil mill wastewater by Fenton's reagent", J. Agric. Food Chem., (2001), V. 49, 1873- 1880.
- [52] Kelley, R.L., Gauger, W.K., et Srivastava, M.S., "Application of Fenton's reagent as a pretreatment step in biological degradation of polyaromatic hydrocarbons", Gas Oil Coal Environ. Biotechnol., (1991), V. 3, n°3, 105-120.
- [53] Diagne, M., "Etude de dégradation par oxydation avancée électrochimique et photochimique de pesticides organophosphorés : Application à la dégradation du parathion méthyle et de l'acéphate en milieu aqueux", Thèse de doctorat de l'université de Marne la Vallée, (2006).
- [54] Oturan, M.A., Aaron, J.J., Oturan, N., Pinson, J., "Degradation of chlorophenoxyacid herbicide in aqueous media using a novel electrochemical method", Pestic. Sci., (1999), (2004), V.55, 558-562.
- [55] Pimentel, M., Oturan, N., Dezotti, M., Oturan, M. A., "Phenol degradation by advanced electrochemical oxidation process electro-Fenton using a carbon felt cathode", Appl. Catal. B: Environ., (2008), V.83, 140-149.
- [56] : M S.Filali, I.SASSI « La dégradation photocatalytique des composés organiques récalcitrants en phase aqueuse en présence de UV/ZnO et en utilisant le TiO₂ fixe sur support». Mémoire de master, Université Abderrahmane MIRA, Bejaia, (21 juin 2016).

- [57] : J.B.Tarkwa « Elimination des polluants organiques des effluents industriels aqueux par plasma non-thermique de type glidarc et le procédé photo-Fenton : optimisation des procédés et mécanisme d'oxydation des polluants ». Thèse de doctorat, Université Paris-Est, Université de Yaoundé I. (2019).
- [58] : V.Flotron « La réaction de Fenton comme procédé de réhabilitation dans le traitement des eaux : application à la dégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux et les boues résiduaires ». Thèse de doctorat, Institut National Agronomique, PARIS- Grignon, (2004).
- [59] : B.Muzattiz, J.Gregorio « Dégradation de polluants organiques en phase gaz et en phase aqueuse en présence de matériaux à base d'aluminosilicates par des procédés d'oxydation avancés ». Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, (2010).
- [60] : H.Zazou « Dégradation de pesticides dans l'eau par les procédés d'oxydation avancée ». Thèse de doctorat, Université Paris-Est et Université Ibn Zohr, (3 juillet 2015).
- [61] : S.Hammami « Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels ». Thèse de doctorat, Université de Paris-Est et Tunis El Manar, (2008).
- [62] : F. Fdil, J. J Aaron, N.Oturan, A.Chaouch, M. A Oturan « Dégradation photochimique d'herbicides chlorophénoxyalcanoïques en milieux aqueux ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, V 16, (2003), 123–142.
- [63] : H.Zheng, Y.Pan, X.Xiang « Oxydation of acidic dye Eosin Y by the solar Photo-Fenton processes ». *Journal of Hazardous Materials*, V 141, issue 3, (2007), 457–464.
- [64] : M.Dorsaf « Minéralisation des antibiotiques par procédé électro-Fenton et par procédé combiné : Électro-Fenton – Traitement biologique. Application à la dépollution des effluents industriels ». Thèse de doctorat, Université de Rennes 1 sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne En Cotutelle Internationale avec Université de Carthage, INSAT, Tunisie, (21 Mai 2015).
- [65] : S.Trabelsi « Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir" ». Thèse de doctorat, Université Paris-Est, (2011).
- [66] : V.Maroga Mboula « Devenir de polluants émergents lors d'un traitement photochimique ou photocatalytique sous irradiation solaire ». Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Nantes Sous le label de l'Université Nantes Angers Le Mans, (13 Novembre 2012).
- [67] : F A.Velichkova « Vers un procédé Fenton hétérogène pour le traitement en continu d'eau polluée par des polluants pharmaceutiques ». Thèse de doctorat, Université de Toulouse, (20 Janvier 2014).
- [68] : F.Zaviska, P.Drogui, G.Mercier, J F.Blais « Advanced oxydation processes for waters

and wastewaters treatment : Application to degradation of refractory pollutants ». Journal of

Water Science, V 22, no 4, (2009), 461-573.

[69]: S Z.Redouane « Elimination d'un polluant organique par photo dégradation par des

photos-inducteurs en phase homogène et hétérogène». Mémoire de magister, Université

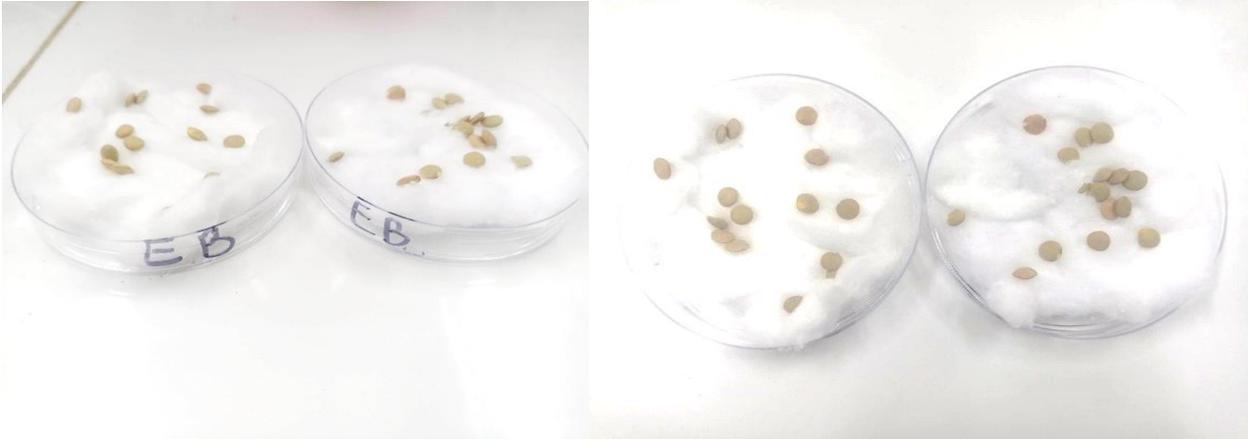
Mentouri, Constantine, (31 octobre 2010).

[70]: (DCO; Norme AEspagneNOR : ER-109/1/96) (I.S.O 9001).

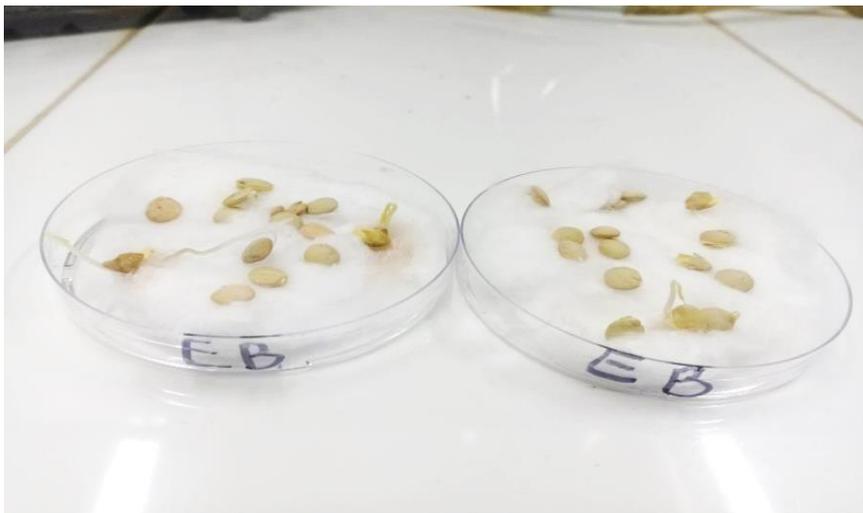
Annexe

- Avant traitement (eau brute) :

- $t = 0j$



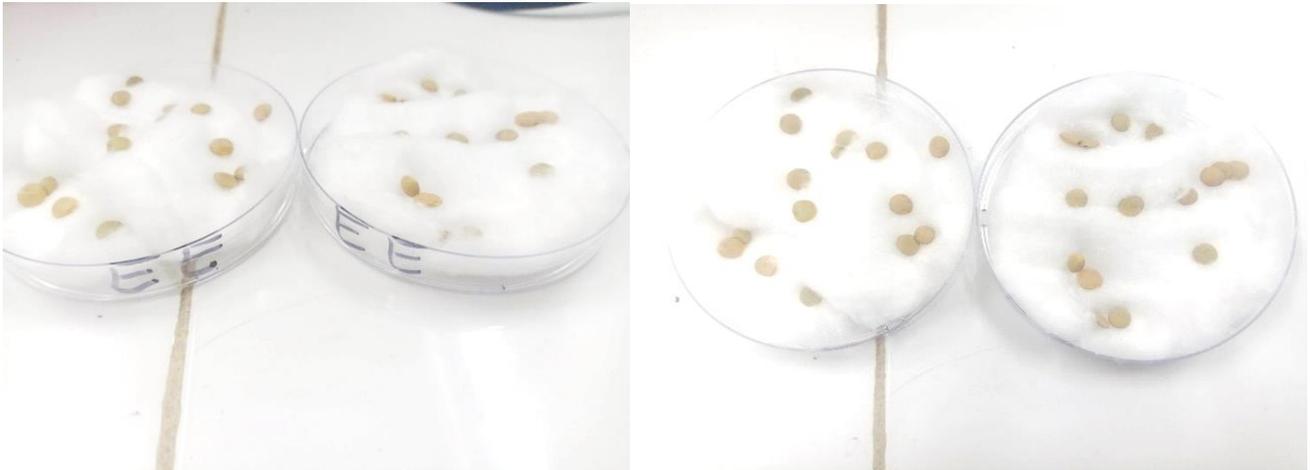
- $t = 2j$



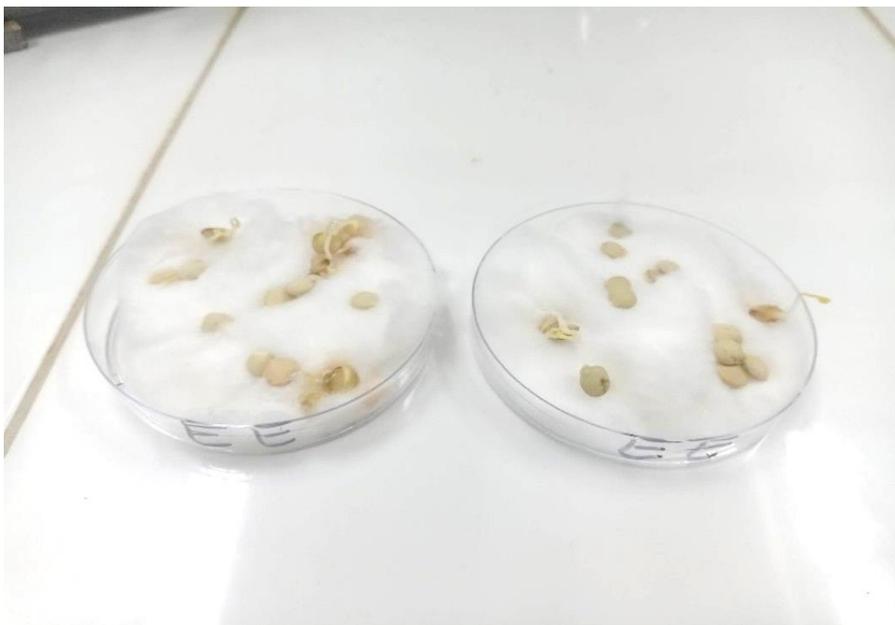
FigureIV.17: Lentilles au l'eau brute.

Après traitement biologique (Eau Epurée) :

t = 0j



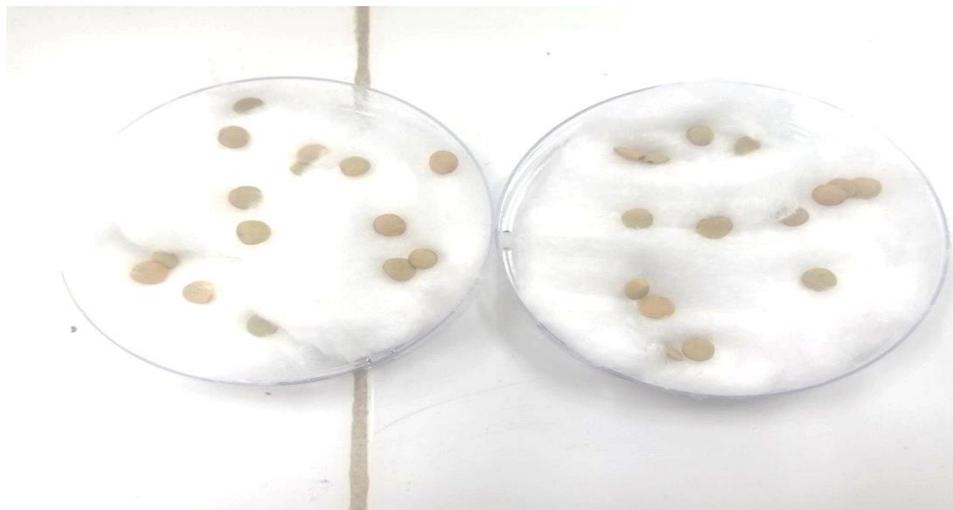
• **t = 2j**



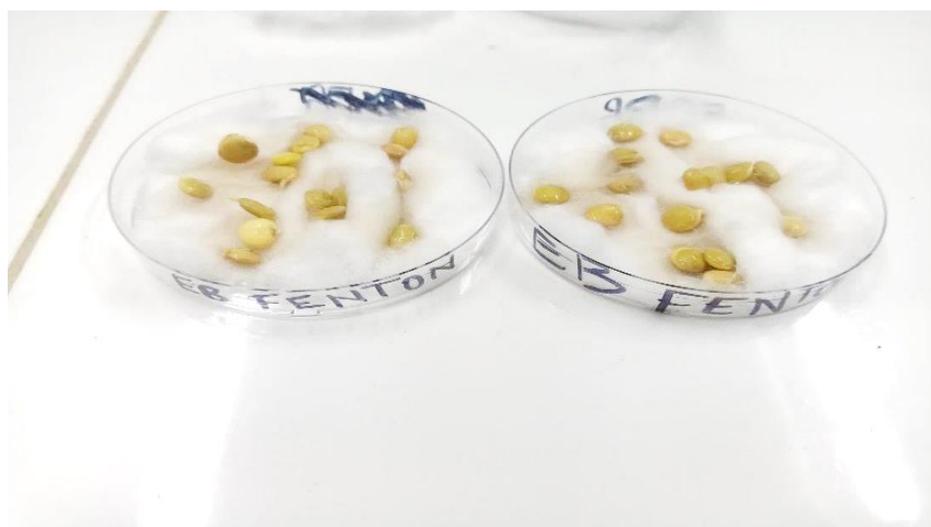
FigureIV.18: Lentilles au l'eau Epurée.

Après traitement par procédé de Fenton :

$t = 0j$



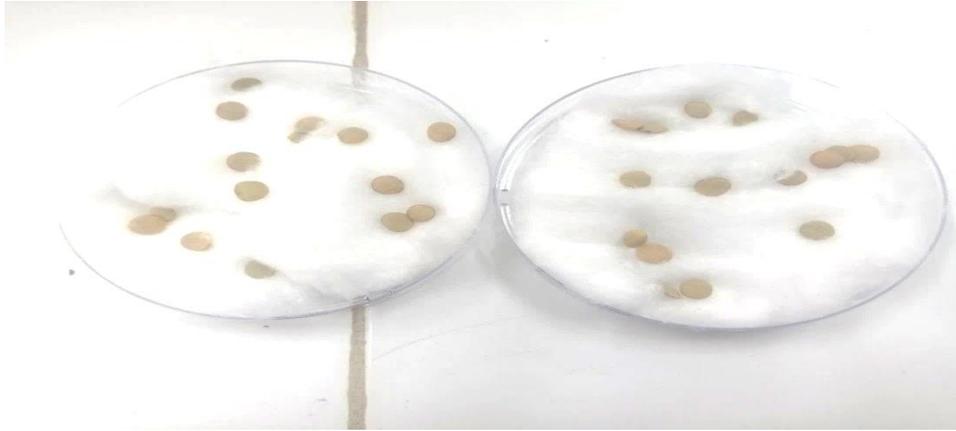
$t = 2j$



IV.19: Lentilles au l'eau traitée par le Procédé Fenton.

Après le traitement par le Procédé Photo-Fenton

$t = 0j$



$t = 2j$



FigureIV.20 : Lentilles au l'eau traitée par le Procédé Photo- Fenton.