

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE AKLI MOHAND OULHADJ – BOUIRA

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET DES SCIENCES DE LA TERRE

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



Réf :/UAMOB/F.SNV.ST/DEP.BIO/2019

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME MASTER

Domaine : SNV

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Biochimie Appliquée

Présenté par :

ALIOUAT Imane et KERMIA Hind

Thème

*Contribution à l'étude de la désinfection de l'eau contaminée
par certaines souches bactériennes par une technique
d'oxydation avancée.*

Soutenu le : 29/09/2020

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

M. CHERGUI Achour

MCB

Univ. de Bouira

Président

Mme. HAMRI Nadia

MAA

Univ. de Bouira

Examinatrice

M. IMESSAOUDENE Ali

MAA

Univ. de Bouira

Promoteur

Mme. HADADI Amina

Doctorante

Univ. de Bouira

Invitée

Année Universitaire : 2019/2020

Remerciement

Nous voulons, au début, remercier le Très Haut Bon Dieu qui a ouvert nos esprits et qui nous a guidées dans ce long parcours vers le Savoir et la Connaissance.

*Nous voulons, après cela, exprimer nos profonds remerciements à notre professeur encadreur monsieur **IMESSAOUDENE Ali** avec qui nous avons eu l'immense honneur de travailler .Nous le remercions pour ses instructions pour ses bons conseils et surtout pour sa patience dans la correction de ce mémoire .Nous lui saurons gré pour tous ses efforts. Nous ne pouvons ; Monsieur, que vous exprimer notre sincère respect et notre gratitude.*

*Nous aimerions aussi remercier les membres du jury Monsieur **CHERGUI Achour** Et Madame **HAMRI Nadia** pour l'intérêt qu'ils ont porté à nos travaux en acceptant de l'examiner et de l'enrichir par leurs propositions. Nous remercions également Madame **HADADI Amina** qui nous honorées avec sa présence.*

Nous estimons exprimer nos vifs sentiments de gratitude et de reconnaissance pour tout le cadre administratif qui a fait en sorte d'assurer et de mettre toutes les dispositions essentielles pour la réussite de notre année universitaire.

Enfin, nous tenons à remercier toute l'équipe de l'hôpital militaire de Ain Naadja où nous avons eu la chance de passer la première moitié de notre stage pratique.

Dédicace

Entourée de ceux qui m'aiment, entourée de tous ces êtres chères qui ne m'ont jamais lâché la main, je suis parvenue à décrocher le prix de mes efforts, de mes larmes et des mes sacrifices tout au long de mon cursus universitaire. Je voudrai donc dédier ce travail :

À mon père Amar,

Qui grâce à lui je n'ai jamais osé baisser les bras, source de ma force et mon courage. Vous êtes mon héros protecteur et mon bonheur. Il y a un proverbe qui dit Tel père tel fils mais moi je dis tel père telle fille, vous m'avez appris à être courageuse et confiante, à ne jamais perdre de vue mes enthousiasmes et de garder toujours cette flamme d'énergie et d'ambition En moi. Je suis fier de vous avoir comme père.

A ma mère Nacira,

La lueur de mes jours et mon trésor le plus cher, source d'amour et de tendresse. Je ne pourrai jamais vous remercier assez pour vos efforts et vos sacrifices et j'ose espérer que je suis parvenue à satisfaire, ne serait-ce qu'un peu, vos attentes et vos espérances.

A mes deux adorables soeurs, Siham et Loubna ,

qui n'ont jamais cessé de me prêter force quand j'en ai besoin.

À mon frère Amine

à qui je souhaite tout le bonheur du monde et la bénédiction de Dieu.

À mon tout petit frère Fares,

mon petit chevalier charmant, source de mon sourire et de ma joie ultime.

À mes deux belles nièces, Alaa et meriem,

mes deux prunelles, signe d'innocence et de netteté. Je vous aime mes amours.

À mes grands parents maternels que Dieu les protège et les préserve de tout mal et à l'âme de mes grands parents paternels que Dieu les accueille dans son vaste paradis.

À mes oncles et tantes paternels et maternels.

À ma binôme Hind.

À mes amis Houda ,Manel,Nour el imane ,yacine, El amani librairie et tous mes chères amis

Je vous dis merci parce que vous aviez été toujours là pour moi.

À toute la promotion biochimie appliquée.

A tous ceux que j'aime

Imane

Dédicace

Je dédie ce travail

En premier lieu, nous remercions le bon Dieu le tout Puissant qui nous a données la force de Mener à terme ce travail.

À mon très chère Père Elhadj,

L'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu Pour vous. Rien au monde ne vaut les efforts fournis jour et nuit pour mon éducation et mon bien être. Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour mon éducation et ma formation.

À ma très chère mère Nadia

Affable, honorable, aimable : tu représentes pour moi le symbole de la bonté par excellence, la source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi.

À ma sœur Hadil

En témoignage de l'attachement, de l'amour et de l'affection que je porte pour vous. Tu es toujours dans mon cœur. Merci de m'avoir soutenue, tu me redonne toujours confiance en moi. Que dieu te bénisse, te donne la force et le courage.

À mes frères Mohammed, Mahdi, Souhaib, Hichame et Jalil

Je vous dédie ce travail avec tous mes vœux de bonheur, de santé et de réussite. Je vous souhaite un avenir plein de joie, de bonheur, de réussite et de sérénité.

Une pensée particulière pour mon mon fiancé et futur mari Noureddine et la famille ALIOUAT

Qu'il trouve ici l'hommage de ma gratitude pour leur présence et leur soutien constant tout au long de mes études. Aucune dédicace ne pourra exprimer la profondeur de mes sentiments.

À La mémoire de mes grands parents

Vous êtes toujours présents dans mon esprit et dans mon cœur. Que vos âmes reposent en paix, mes chères grands parents maternels et ma grand mère parentèle.

C'est avec beaucoup de plaisir aujourd'hui que je souhaite témoigner ma profonde gratitude à mes cousines Soumia, Asma, Soussane pour leur inconditionnel soutien tout au long de ma vie,

À ma binôme Imane

À mes chères amies pour les bons moments qu'on a passés ensemble.

À toute la promotion biochimie appliquée

A tous ceux que j'aime

Hind

Table des matières

Remerciement

Dédicace

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction 1

Chapitre I: Contamination biologique de l'eau

I.	Contamination biologique de l'eau	4
I.1.	Définition de la pollution de l'eau	4
I.2.	Composition des eaux usées	5
I.4.	Type de contamination de l'eau	6
I.4.1.	Contamination physique et chimique	6
I.4.2.	Contamination microbiologique	7
I.5.	Les indicateurs microbiens d'une contamination fécale de l'eau	13
I.5.1.	Les coliformes totaux	14
I.5.2.	Les coliformes fécaux (thermo tolérants)	14
I.5.3.	Bactéries pathogènes (<i>Escherichia coli</i>)	14
I.6.	Risques et conséquences de la pollution de l'eau	16
I.6.1.	Effets sanitaires	16
I.6.2.	Effets sur l'agriculture	17
I.6.3.	Effets au niveau des ressources environnementales	18

Chapitre II: Technique de désinfection de l'eau

II.	Techniques de désinfection de l'eau	20
II.1.	Procédés chimiques	20
II.1.1.	La chloration	20
II.1.2.	L'ozonation	22
II.2.	Procédés physiques	22
II.2.1.	Les rayons UV	22
II.3.	La méthode SODIS (Solar Disinfection (méthode de désinfection solaire de l'eau))	23
II.4.	Les Procédés d'Oxydations Avancées	24
II.4.1.	La photocatalyse hétérogène : Un Procédé d'Oxydation Avancée (POA)	26

Chapitre III: L'application de la photocatalyse hétérogène pour la désinfection de l'eau

III. L'application de la photocatalyse hétérogène pour la désinfection de l'eau..... 47

Conclusion..... 59

Références bibliographiques

Résumé

Abstract

الملخص

Liste des abréviations

ADN: Acide Désoxyribo Nucléique.

ARN: Acide Ribo Nucléique.

BC: Bande de conduction.

BV: Bande de Valence.

BM: Bleue de Méthylène.

CDER: Centre de Développement des Energies Renouvelables.

CNF : Nano Composite Fiber.

COV: Composés Organiques Volatiles.

CPC : Concentrateurs Paraboliques Composés.

DBO5 : Demande Biologique en Oxygène (5 jours).

DCO: Demande Chimique en Oxygène.

E. Coli : Escherichia Coli.

EVER: Epuration et Valorisation des Eaux de Rejets.

Glu: Glucuronidase.

LDC: Lysine Décarboxylase.

MES: Matière En Suspension.

NK: Azote Kjeldahl.

NTU: Unités de Turbidité Néphélométrique.

ODC: Ornithine Décarboxylase.

OMS: Organisation Mondiale de la Santé.

OG: Orange G.

PAN : Nano Fbres Composites Polyacrylonitrile.

PBH: Poly-b-HydroxyButyrate.

PCBA : Acide Para-Chloro Benzoïque.

PHpzc: Point Zéro Charge.

PIE: Point Iso Electrique.

POA: Procédés d'Oxydations Avancées.

PT : Phosphore Total.

ROS: Espèces Radicalaires Oxygénées.

SODIS : Solar Disinfection (méthode de désinfection solaire de l'eau).

SPD: Sous - Produits de Désinfection.

TiO₂ : Dioxyde de Titane.

TSA: Trypticase-Caséine-Soja.

UDES: Unité de Développement des Equipements Solaires.

UFC: Unité Formant Colonie.

UFP : Unité Formant Plage.

UV: Ultra Violet.

ZnO: Oxyde de Zinc.

Liste des figures

Chapitre I

Figure 1: Types de contamination et leur impact sur la santé humaine.	4
Figure 2: Structure d'une cellule bactérienne.	11
Figure 3: Différentes formes des bactéries.....	12
Figure 4: Structures de la membrane et de la paroi chez les bactéries Gram+/Gram	13
Figure 5: Image libre: balayage, micrographie électronique, gramme, négatif, <i>Escherichia Coli</i> , bactéries.....	15

Chapitre II

Figure 6: Action du chlore dans l'eau.	21
Figure 7: Différents procédés d'oxydation avancée.....	26
Figure 8: Schéma montrant les bandes d'un oxyde semi-conducteur tel que TiO_2 . Sous excitation photonique, les transferts d'électron ont lieu entre ces bandes, suivis de transferts de charges (e^- ou h^+) aux groupes superficiels et aux espèces adsorbées ou déposées.	27
Figure 9: Mécanisme bactéricide des ROS produites par la photocatalyse au TiO_2	30
Figure 10: Images microscopiques à force atomique de cellules d' <i>E. Coli</i> avant (a) et après (b) 1 min de traitement photocatalytique par un photocatalyseur dopé C, C200. P perdues. ..	31
Figure 11: Différentes structures cristallines de TiO_2	34
Figure 12: Influence des différents paramètres physiques qui régissent l'évaluateur de réaction (r est généralement compris entre 1 et 0,1 mmol / h) :(A) masse de catalyseur; (B) longueur d'onde; (C) concentration initiale de réactif; (D) température; (E) flux rayonnant. 38	
Figure 13: Photocatalyse solaire	42
Figure 14: Photocatalyse solaire (UDES,Algérie).	42
Figure 15: Carte de l'irradiation solaire en Algérie publié par le CDER.....	43
Figure 16: Réacteur Photo-Cat développé par la société Purifics installée à Edmonton (Canada).	44

Chapitre III

Figure 17: Inactivation de deux types de microorganismes (phage MS-2 [a] et <i>E. Coli</i> [b]) dans des suspensions de TiO_2 éclairées, par rapport à la dégradation photocatalytique de	
--	--

pCBA (c). N, concentration de microorganismes (en cfu ou pfu par millilitre); N ₀ , N _i initial; C, concentration de pCBA; C ₀ , initiale C.....	48
Figure 18: Comportement de la densité coliforme totale dans différentes conditions expérimentales: (i) sans aucun traitement (eau brute), (ii) photolyse (UV), (iii) adsorption par 1,0g TiO ₂ / L (TiO ₂), et (iv) photocatalyse avec 1,0 g de TiO ₂ / L (UV / TiO ₂).....	49
Figure 19: Réacteur photocatalytique solaire avec TiO ₂ immobilisé.....	50
Figure 20: Surveillance de la cultivabilité bactérienne au contact du TiO ₂ - P25 immobilisé dans l'obscurité et avec irradiation solaire UV / TiO ₂ - P25 Conditions, a une <i>E. Coli</i> ATCC25922, b <i>P. Aeruginosa</i> ATCC4114, c <i>S. Typhi</i> ATCC560, et récomparaison de l'effet photocatalytique sur les trois souches.	51
Figure 21: Représentations graphiques des valeurs des radiations solaires UV (a) et solaire (b) enregistrées lors des études de désinfection solaire réalisées sur les CPC des réacteurs. ...	53
Figure 22: Images de colonies d' <i>E. Coli</i> sur un milieu de culture solide (a) avant irradiation et après (b) 2 h et (c) 5 h d'irradiation en présence de nanofibre PAN / goethite. (d) Evolution de l'inactivation bactérienne par la CNF naturelle sous traitement continu (colonne) sous irradiation en lumière visible et dans l'obscurité (témoin). (Cl: <i>Clostridium. Perfringens</i> ; CE: <i>E. Coli</i>).	54
Figure 23: Les unités de colonies viables formées de <i>Staphylococcus. Aureus</i> (a) et <i>E. coli</i> (b) après avoir été traitées avec des échantillons dans l'obscurité pendant 20 min ou sous la lumière solaire simulée pendant 20 min et les capacités correspondantes des échantillons à tuer <i>Staphylococcus. Aureus</i> (c) et <i>E. Coli</i> (d). L'expérience a été réalisée en triple et indépendamment (n = 3, moyenne ± ET).....	56

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau 1: Composition d'eau d'égout	5
Tableau 2: Paramètres physico-chimiques d'une eau usée.	7
Tableau 3: Bactéries pathogènes les plus fréquentes dans les eaux usées brutes.	9
Tableau 4: Les différents types de maladies liés à l'eau polluée et les effets sur la santé	16

Chapitre II

Tableau 5: Propriétés du TiO ₂ P25 Degussa-Evonik (données fournisseur).	35
--	----

Introduction



Introduction

De nos jours, la vie sur terre est menacée par divers problèmes dont la pénurie et la pollution de l'eau. En effet, l'accroissement de la population et les fortes activités industrielles, urbaines et agricoles combinées à la rareté de l'eau qui touche les pays méditerranéens, sont à la source de cette crise environnementale. Cela a entraîné une réduction des réserves d'eau naturelles (barrages, lacs, rivières, mers, ...). L'harmonie entre l'être humain et son milieu naturel n'est plus. Auparavant, les déchets étaient issus directement de matières naturelles ou en rapport avec les activités des êtres vivants, ils s'inséraient dans les cycles naturels et se dégradait facilement par voie biologique, ou par des processus d'oxydoréduction naturelle (autoépuration naturelle). Actuellement, ce n'est plus le cas. Les micropolluants de l'eau dépassent largement sa capacité d'autoépuration et par conséquent, l'eau polluée devient le principal vecteur de maladies dans le monde selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (**Qadir, 2010**).

La mise au point de méthodes efficaces de traitement et d'approvisionnement de l'eau et en matière d'assainissement ont fait l'objet d'un nombre considérable d'études et de travaux de recherche

Les techniques classiques de traitement des eaux, comme les méthodes physiques (adsorption, filtration, coagulation, floculation, ...), chimiques (chloration, ozonation, oxydation classique...) et biologiques (boue activée, ...), se sont avérées insuffisantes et ont des limites (coût élevé, présence de sous-produits plus nocifs, inefficacité pour l'élimination des microorganismes pathogènes, ...) (**Achouri, 2016**).

En plein essor, ces dernières décennies, la photocatalyse est une technique de traitement assez efficace, se positionne comme une alternative aux techniques classiques. Elle a l'avantage d'être relativement peu coûteuse et est basée sur l'utilisation d'un matériau semi-conducteur d'une source d'énergie inépuisable, à savoir la lumière solaire. Cette technique très intéressante a reçu beaucoup d'attention ces dernières années. Le mécanisme de la photocatalyse est complexe et comprend l'adsorption du polluant à la surface du catalyseur et des réactions d'oxydoréduction sous l'effet de la lumière (**Achouri, 2016**).

Notre travail est porté sur la désinfection de l'eau contaminée par certaines souches bactériennes par une technique d'oxydation avancée. L'objectif principal est orienté vers l'optimisation de la photocatalyse hétérogène pour la dépollution de l'eau.

Vu la conjoncture sanitaire causée par la pandémie de covid-19 et l'impossibilité d'accomplir la partie expérimentale, notre mémoire a été réaménagé et structuré comme suit:

Le premier chapitre : aborde les aspects relatifs aux contaminations et aux pollutions d'ordre biologique de l'eau. Il serait judicieux de faire préalablement un rappel sur les types de contaminants et leurs origines ainsi que leur impact sur l'homme et l'environnement.

Le deuxième chapitre : nous nous intéresserons aux différentes techniques de désinfection/décontamination/dépollution utilisées afin d'éliminer les divers types de contaminants et de garantir la qualité bactériologique de l'eau. Parmi ces techniques se trouve l'application des procédés d'oxydation avancée (POA). Ce qui nous intéresse dans notre étude est la photocatalyse hétérogène comme POA et une description de son principe et des principaux paramètres influents ainsi l'application de ce procédé.

Le troisième chapitre : nous avons fait une analyse des travaux de la désinfection de l'eau contaminée par l'application de la photocatalyse hétérogène et des aspects mécanistiques de la photocatalyse appliquée aux microorganismes.

Chapitre I :
Contamination biologique
de l'eau



I. Contamination biologique de l'eau

Notre planète regorge d'une forte réserve en eau, mais seulement une faible fraction est destinée à notre consommation. L'utilisation intensive agro-industrielle de l'eau a causé l'apparition de polluants émergents réfractaires dans l'environnement. Ces substances dites bio-persistantes peuvent entraîner une contamination chez les êtres vivants. De plus, certains de ces composés sont reconnus pour des effets cancérigènes et mutagènes (colorants par exemple et leurs sous-produits), ou peuvent interférer avec le système hormonal des êtres vivants (perturbateurs endocriniens) (Cpepesc, 2014).

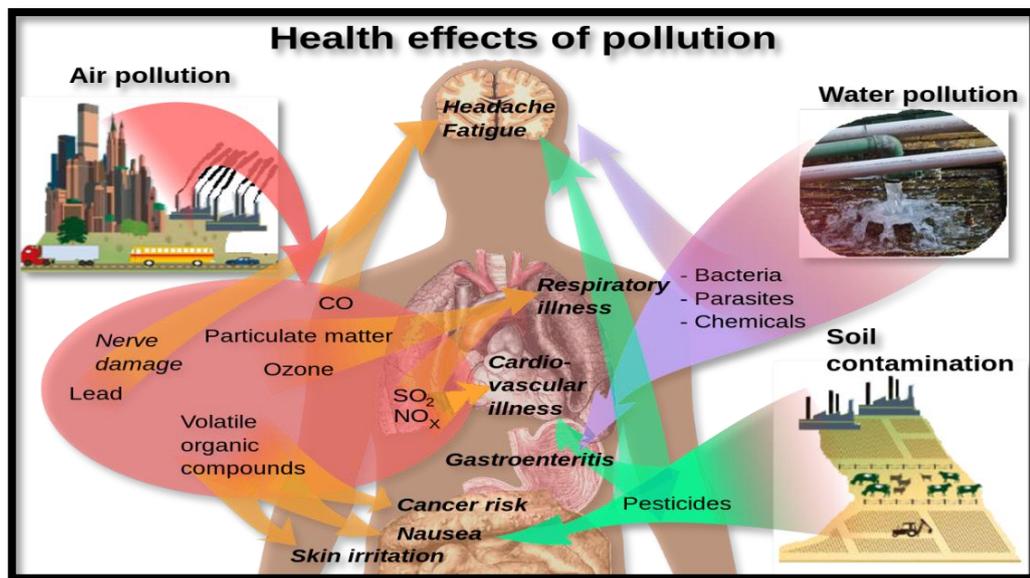


Figure 1: Types de contamination et leur impact sur la santé humaine (Mikael, 2009).

I.1. Définition de la pollution de l'eau

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous produit de l'action humaine, à travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. En effet, la pollution des eaux signifie selon l'OMS , toutes modifications des propriétés physiques, chimiques ou biologiques d'une étendue d'eau quelconque d'un pays considéré où tous rejets de substances liquides, gazeuses ou solides dans une eau (Bouhsine, 2002) sont provoqués par l'homme et ses activités. Elle perturbe les conditions de la vie de la flore et de la faune aquatiques; elle compromet les utilisations de l'eau et l'équilibre du milieu naturel. La pollution hydrique est provoquée par le rejet d'eau salie par les activités domestiques (lavages

et nettoyages divers, évacuation des urines et matières fécales, ...) mais également par les rejets dus aux activités industrielles et agricoles (Achouri, 2016).

La pollution de l'eau peut concerner les eaux superficielles (des rivières, des fleuves, des lacs), les eaux souterraines (nappes souterraines), ainsi que les mers, les estuaires, les zones humides et en particulier leurs sédiments qui peuvent absorber ou libérer une partie importante de polluants (Vaillant, 1974).

I.2. Composition des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique,...). Ces eaux peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide en suspension ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les microorganismes, les Matières En Suspension (MES), les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (Achouri, 2016).

Tableau 1: Composition d'eau d'égout (Vaillant, 1974).

	Matières en suspensions	Matières dissoutes
Matières organiques (mg/l)	400	330
Matières minérales (mg/l)	200	330
Total (mg/l)	600	660

I.3. Source de contamination des eaux

Les origines de la pollution des eaux peuvent être classées en trois catégories:

➤ Pollution domestique

Elle est due aux rejets domestiques qui sont constitués principalement par les eaux de cuisine, de lessive et de toilette, ainsi que l'eau de lavage des locaux. Ce type d'eau, véhicule essentiellement des produits organiques biodégradables caractérisés par des teneurs en azote ammoniacal élevées, des MES, et matières dissoutes. La pollution domestique est la cause principale de l'augmentation du phosphore dans les eaux usées, substance responsable, avec les nitrates, des phénomènes d'eutrophisation (Bouhsine, 2002).

➤ Pollution industrielle

Elle est due aux rejets industriels qui sont caractérisés par une charge minérale dominante, ce qui est le cas des rejets des usines de traitement des minéraux, chargés de MES. Ceux-ci ont des pH qui s'écartent de la neutralité (Ouaryachi, 1999); une charge organique dominante, ce qui est le cas des rejets d'abattoirs et des huileries, où les eaux sont très

chargées en matières organiques biodégradables; une toxicité élevée due par exemple aux rejets de certaines substances chimiques comme le chrome (issu des tanneries), le cuivre, le nickel et l'argent (issus des dinanderies) et une chaleur élevée comme dans les rejets des centrales électriques (**Bouhsine, 2002**).

➤ **Pollution agricole**

L'agriculture constitue une source de pollution par son apport en engrais, en pesticides et en insecticides. Les premiers étant riches en azote, entraînent une augmentation de la teneur des eaux superficielles et souterraines en nitrates, ce qui a des incidents sanitaires non négligeables. Quant au pesticides et insecticides, largement utilisés afin d'exterminer les herbes et les insectes propagateurs de maladies afin d'augmenter la récolte, constituent une source de pollution considérables (**Bouhsine, 2002**).

I.4. Type de contamination de l'eau

I.4.1. Contamination physique et chimique

➤ **Contamination physique**

Les MES dans l'eau sont à l'origine d'une contamination physique. En effet, ces matières sont de très fines particules en suspension (sable, argile, particules de produits polluants, etc.), qui donnent un aspect trouble à l'eau (**Cpepesc, 2014**).

➤ **Contamination chimique**

Elle peut provenir des rejets agricoles, avec les nitrates et les phosphates qui sont l'une des causes majeures de la dégradation de la qualité de l'eau. En effet, leur apport se fait par l'utilisation des traitements chimiques dans l'agriculture (engrais chimiques azotés, herbicides, pesticides, etc.) et peuvent se retrouver dans les cours d'eaux lors de précipitation par lessivage des terres agricoles. Le phosphore peut également provenir des rejets domestiques, avec l'utilisation des lessives et autres détergents phosphatés (**Adour, 2013**).

L'effet de ces contaminants sur la santé a été démontré à travers des études, par certains auteurs comme (**Chen et al, 2016**), qui montrent le lien entre le cancer digestif et l'absorption de nitrates. Aussi, la méthémoglobinémie ou maladie des bébés bleus, est causée par la présence de nitrates dans l'eau de boisson. Elle est caractérisée par la capacité réduite du sang à transporter l'oxygène du fait de la diminution des niveaux d'hémoglobine normale. C'est une maladie rare qui touche particulièrement les nouveau-nés nourris au biberon et à l'eau de puits (**OMS, 2017**). Parmi les rejets domestiques, les résidus médicamenteux constituent une forme de pollution avec laquelle la population est de plus en plus confrontée.

Retrouvés dans les selles et les urines, les médicaments ne sont pas complètement dégradés par les stations d'épuration et se retrouvent dans les eaux de surface. Aussi, l'ingestion de résidus médicamenteux est associée à la présence de cancer chez l'homme (**Mater, 2014**). Les rejets industriels constituent aussi une source de contamination de l'eau, avec la pollution des eaux par les métaux lourds (plomb, mercure, nickel, etc.), dus essentiellement à l'industrie métallurgique et aux installations minières abandonnées (**Aduayi et al., 2014**).

Tableau 2: Paramètres physico-chimiques d'une eau usée (**Asano et al., 2007**).

Paramètres	Valeurs
pH	~ 8
Conductivité	1100 $\mu\text{S. cm}^{-1}$
DCO	750 mg. L ⁻¹
DBO5	350 mg. L ⁻¹
MES	300 mg. L ⁻¹
Lipides	100 mg. L ⁻¹
NK	80 mg. L ⁻¹
N-NH4+	60 mg. L ⁻¹
PT	20 mg. L ⁻¹
P-PO43-	18 mg

I.4.2. Contamination microbiologique

L'eau est un élément qui touche la santé humaine, plus spécifiquement par le biais de la contamination bactériologique. Cette dernière est l'une des principales causes des maladies associées à l'eau (**Payment, 1998**). En effet, l'eau pouvant être contaminée pendant le transport ou le stockage, même lorsque la source est de bonne qualité. Les microorganismes se trouvant dans les eaux usées se répartissent en quatre groupes : les virus, les protozoaires, les helminthes et les bactéries. Ces microorganismes proviennent de l'environnement et des matières fécales. Ils sont la cause de différentes infections chez l'être humain (gastro-entérite, maladies respiratoire, Hépatite A, B, Méningite, choléra des symptômes gastro-intestinaux comme des diarrhées et des vomissements) (**OMS, 2016**).

Des germes indicateurs permettent de vérifier la qualité microbiologique d'une eau. À titre d'exemple, la présence de coliformes fécaux dans une eau signifie une contamination fécale d'origine humaine ou animale, mais également une présomption de la présence de

microorganismes pathogènes de toutes sortes qui peuvent y être associés. Ils constituent un sujet de santé publique, car ils sont infectieux à faibles doses et peuvent se transmettre par l'eau et la nourriture. La présence d'*Escherichia coli* (*E. Coli*) dans les selles humaines et animales est l'une des raisons de son utilisation comme indicateur de pollution fécale dans l'environnement, principalement dans l'eau (**Payment et al., 1998**).

Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes principalement focalisées sur les contaminations d'origine bactériennes et dans une moindre proportion sur quelques autres agents biologiques non bactériens.

I.4.2.1. Contamination virale

Les virus sont des parasites intracellulaires de très petite taille (10 à 350 nm) qui se multiplient uniquement dans une cellule hôte (**Simmons et al., 2011**). Leur concentration dans les eaux usées est dans la plupart des cas comprise entre 10^2 et 10^6 unité formant plage (UFP).L⁻¹ (**WHO et al., 2006**). Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Ces microorganismes sont résistants dans l'environnement. Ils sont de faible dimension ce qui est à l'origine de leur possibilité de dissémination (**Faby, 1997**).

On connaît plus de 100 types de virus pathogènes regroupés sous le nom de virus entériques, ils appartiennent à plusieurs familles et genres (**Bouziani, 2000**). Ces virus entériques sont retrouvés dans les eaux usées avant de contaminer le milieu naturel (**Gantzer et al., 1998**).

I.4.2.2. Contamination parasitaire

Les parasites sont généralement véhiculés dans l'eau sous forme : d'œufs, de kystes ou de vers. Ils ne sont pas détruits par la chloration et par les autres méthodes de désinfection chimique mais peuvent être éliminés mécaniquement à l'aide d'une bonne filtration de l'eau de boisson (**Bouziani, 2000**).

Il existe deux types de parasites présents dans le milieu hydrique : les Protozoaires et les helminthes.

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, de taille comprise entre 1 et 200 μm (**Schwartzbrod, 1999**). Leur concentration moyenne dans les eaux usées brutes peut atteindre 10^5 kystes. L⁻¹. Cette forme peut résister généralement aux procédés conventionnels de traitements des eaux usées (**Majdi, 2015**).

Les helminthes sont des vers multicellulaires fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires ; le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 1 et 10^3 œufs. L⁻¹ (**Asano et**

al., 2007). Beaucoup d'helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires (Majdi, 2015).

I.4.2.3. Contamination bactériennes

I.4.2.3.1. Définition

Les bactéries sont des micro-organismes monocellulaires sans noyau (procaryote), elles sont microscopiques, leur dimension est de l'ordre du micromètre (0,5-5- μm). Les bactéries peuvent être saprophytes ou parasites (Vaillant, 1974), Elles présentent de nombreuses formes : sphériques (coques), allongées ou en bâtonnets (bacilles), des formes plus ou moins spiralées, Les bactéries sont constituées d'une paroi, parfois une capsule, qui aide à contrôler le passage des nutriments vers l'intérieur et des déchets vers l'extérieur, et possédant un ou plusieurs flagelles qui leur permettent de se déplacer et de percevoir leur environnement. Elles sont entourées d'une membrane cytoplasmique et contiennent tous les éléments nécessaires à leur reproduction. Ainsi les bactéries comportent une unique molécule d'acide désoxyribonucléique (ADN) circulaire, libre dans la cellule, des pilis, des plasmides et des ribosomes (Bouasla, 2018). Parmi les plus communément rencontrées, on trouve les Salmonelles et les Shigella qui sont respectivement des entérobactéries mobiles et immobiles. *E. Coli* est l'une des espèces bactérienne la plus souvent rencontrée en pathologie infectieuse humaine.

Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau, ce sont les coliformes thermo tolérants, parmi ces germes on cite les coliformes fécaux (*E. Coli*), les streptocoques fécaux et les Clostridium (OIE, 1997).

Tableau 3: Bactéries pathogènes les plus fréquentes dans les eaux usées brutes (Asano *et al.*, 1998 ; Baumont, 2004).

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Mode(s)de contamination
<i>Salmonella</i>	Salmonellose	Ingestion
<i>Salmonella Typhi</i>	Fièvre typhoïde	Ingestion
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Listeria monocytogènes</i>	Listériose	Ingestion

<i>E. coli</i>	Syndrome Hémolytique et Urémique	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose	Inhalation
<i>Vibrio cholera</i>	Choléra	Ingestion

I.4.2.3.2. Structure des bactéries

Les bactéries sont délimitées par une membrane cytoplasmique et contiennent tous les éléments nécessaires à leur reproduction. Elles possèdent une paroi, parfois une capsule, et sont munies d'un ou plusieurs flagelles. Leur chromosome, une unique molécule d'ADN circulaire, est libre dans la cellule. En plus les bactéries comportent des ribosomes, des plasmides et des pilis (Vaillant, 1974).

- **La paroi cellulaire** : c'est une enveloppe rigide plus ou moins épaisse présente chez toutes les bactéries. Elle constitue le squelette externe et est responsable de la forme de la bactérie.
- **La capsule** : c'est une substance visqueuse, plus ou moins épaisse qui entoure la paroi cellulaire. Elle permet à la bactérie d'adhérer plus facilement aux autres êtres vivants tout en la protégeant de la phagocytose.
- **Le cytoplasme** : est un hydrogel colloïdal, constitué d'un milieu plus ou moins homogène contenant des ribosomes, des plasmides, des pigments, des vacuoles à gaz et des substances de réserves qui sont des stocks de nutriments sous forme de glycogène, amidon ou poly-b-hydroxybutyrate (PBH).
- **Les flagelles** : sont des filaments longs et très fins servant au déplacement de plusieurs sortes de bactéries. Le nombre et la position des flagelles constituent un critère de classification des bactéries à flagelles.
- **Les pilis** : sont des filaments courts possédés par beaucoup de bactéries. Ils permettent aux bactéries de se fixer sur différentes surfaces pour qu'elles puissent se nourrir. De plus, les pilis sexuels servent à établir le transfert de matériel génétique au cours d'un processus nommé « conjugaison ».
- **Nucleoïde (appareil nucléaire)** : formé d'un seul chromosome sous forme de filament d'ADN non entouré par une membrane. Il constitue le matériel génétique de la bactérie.

- **Les plasmides** : les bactéries contiennent souvent un ou plusieurs plasmides, qui sont des molécules d'ADN. Ces plasmides peuvent conférer certains avantages aux bactéries, comme la résistance à des antibiotiques ou des facteurs de virulence.
- **Les ribosomes** : sont de très fines granulations servant à la synthèse des protéines bactériennes.

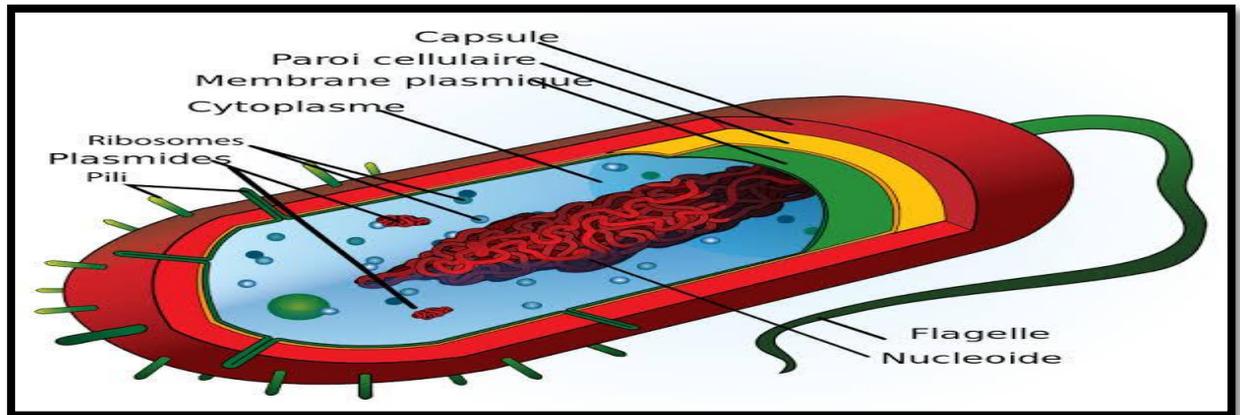


Figure 2: Structure d'une cellule bactérienne (Mariana, 2019).

I.4.2.3.3. Classification des bactéries

I.4.2.3.3.1. Classification selon la forme

Bien qu'il existe des milliers d'espèces différentes de bactéries, la plupart d'entre elles se répartissent en trois morphologies principales: sphériques, tiges ou spiral. Il existe aussi des bactéries en forme de fuseau ou incurvées.

- Bactéries sphériques : les coques ou cocci.
- Bactéries en forme de bâtonnets : les bacilles.
- Bactéries de formes spiralées : les spirilles.
- Bactéries incurvées : les vibrions.
- Bactéries en forme de fuseau : les fusiformes.

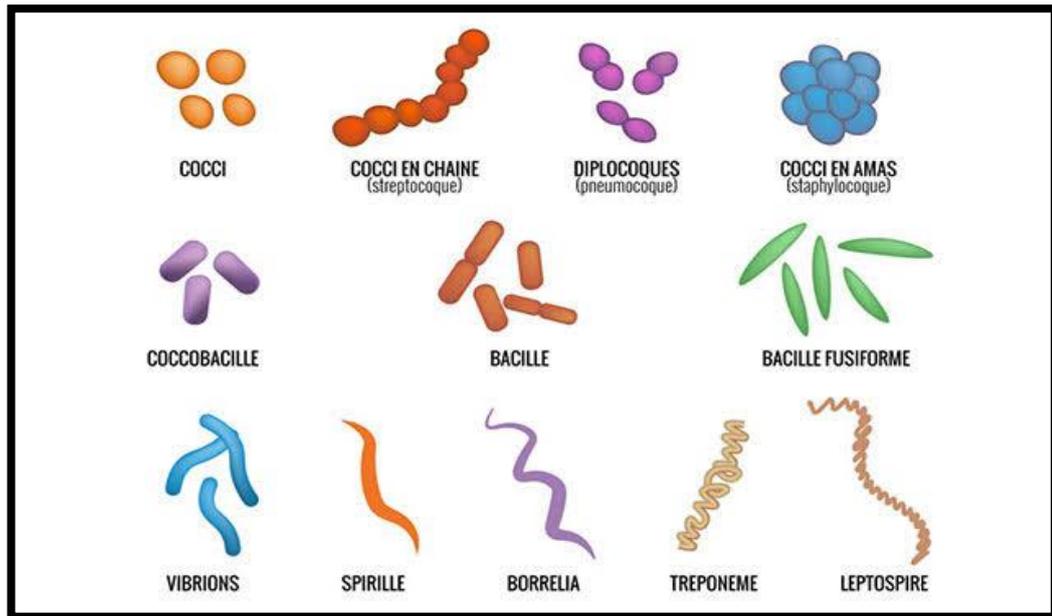


Figure 3: Différentes formes des bactéries (Albert, 2013).

I.4.2.3.3.2. Classification selon la structure de la paroi : Bactérie Gram+ et Gram-

Selon Hans Christian Gram, un bactériologiste danois, les bactéries se classent en deux groupes majeurs à savoir les bactéries Gram-positives (Gram +) et les bactéries Gram-négatives (Gram -). Ces deux groupes de bactéries se distinguent par la composition de leur paroi cellulaire. Les bactéries Gram (-) ont une paroi fine et pauvre en peptidoglycanes. Cette paroi se présente sous la forme d'une couche mince (2 à 6 nm) entourée par une membrane externe d'environ 6 à 18 nm d'épaisseur, composée de lipopolysaccharides (50%), phospholipides (35%) et lipoprotéines (15%). Cette couche externe est traversée par des porines qui sont des trimères protéiques constituant des pores rendant cette structure perméable (Beveridge *et al.*, 1991).

Contrairement aux bactéries Gram (-), la paroi des bactéries Gram (+) se présente sous forme d'une couche homogène et plus épaisse de peptidoglycane et d'acide échoïque (20 à 80 nm d'épaisseur). Au sein de cette paroi, le peptidoglycane représente à peu près 80% de la paroi cellulaire. Le reste (10 à 20%) est formé d'acides échoïques, de quantités mineures de lipides, de protéines et de lipopolysaccharides (Hilali, 2012).

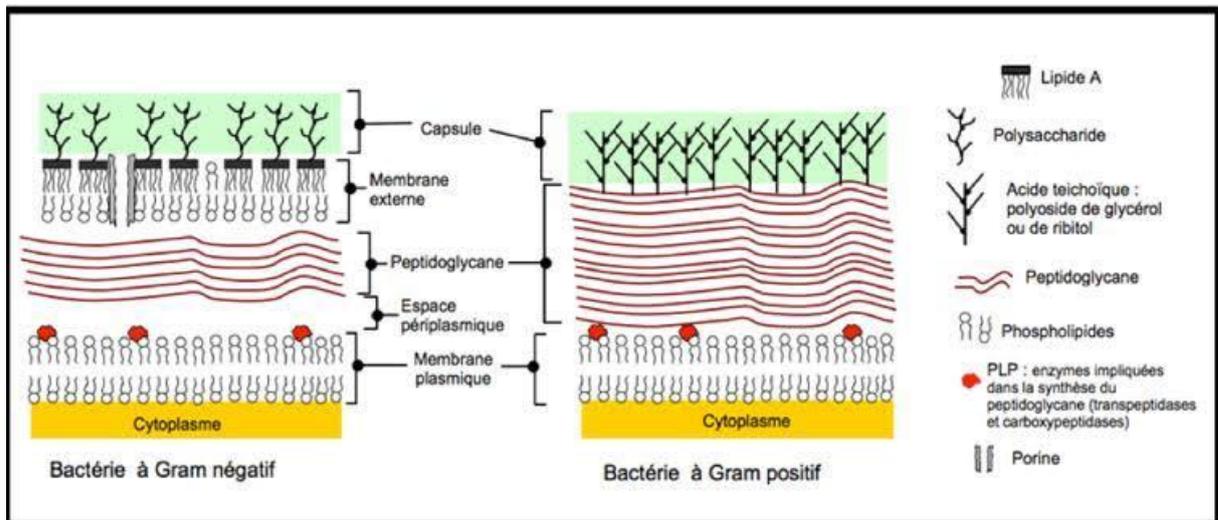


Figure 4: Structures de la membrane et de la paroi chez les bactéries Gram+/Gram- (Bouskraoui, 2017).

I.4.2.3.3.3. Classification selon la température optimale de croissance

- Bactéries mésophiles (ex: *E. Coli*) : température de croissance proche de celle du corps humain (37°C).
- Bactéries thermophiles (ex: *Thermusaquaticus*) : températures de croissance comprises entre 45°C et 70°C.
- Bactéries hyperthermophiles (ex: *Archaea*) : température de croissance supérieure à 80°C.
- Bactéries psychrophiles (ex: *Arthrobacter*) : températures de croissance proches de 0°C.
- Bactéries psychrotrophes (ex: *Pseudomonas*) : températures de développement optimal de 20 à 30°C (peuvent vivre et se développer à 0°C) (Hilali, 2012).

I.5. Les indicateurs microbiens d'une contamination fécale de l'eau

L'analyse bactériologique des eaux consiste à la recherche d'un certain nombre de germes tests, car il est très difficile d'identifier tous les germes dangereux. L'eau doit présenter une potabilité du point de vue bactériologique, celle-ci étant destinée à la consommation humaine.

De ce fait l'OMS divise les indicateurs microbiens en trois groupes, ceux qui sont liés à l'efficacité de traitements (coliformes totaux) et ceux d'une contamination fécale (coliformes fécaux, *E. Coli*), ainsi que les indicateurs modèles pathogènes (*E. Coli*, les virus entériques humaines, *Salmonella*) (Leclerc *et al*, 2003).

Les bactéries coliformes sont d'une grande diversité. Plusieurs sont d'origine fécale, tandis que d'autres peuvent être trouvées dans l'environnement. L'utilisation des coliformes est associée à l'évaluation de la qualité de l'eau (potable, récréative, irrigation). On retrouve ces bactéries dans les eaux usées et polluées (WHO, 2003).

I.5.1. Les coliformes totaux

Les coliformes totaux sont utilisés depuis les 19 siècles comme indicateurs de la pollution de la qualité microbienne de l'eau. Ils sont des bactéries en forme de bâtonnets, aérobies ou anaérobies facultatives. Ce groupe comprend divers espèces des genres suivants : *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella* et *Serratia* (Camper et al, 1991).

I.5.2. Les coliformes fécaux (thermo tolérants)

Le sous-groupe de ce type comporte des espèces pouvant avoir une activité métabolique à des températures supérieures aux autres coliformes que l'on nomme communément les coliformes fécaux thermo tolérants (fermentation du lactose à une température de 44.5°C). *E. Coli* représente l'espèce la plus fréquente associée à ce groupe. D'autres genres peuvent aussi faire partie, à plus faible mesure, de ce sous groupe, tel est le cas de *Citrobacter*, *Enterobacter* et *Klebsiella* (Ceaq, 2000).

I.5.3. Bactéries pathogènes (*Escherichia Coli*)

I.5.3.1. Description générale

E. Coli a été découverte pour la première fois en 1885 par l'Allemand Theodor Escherich dans des selles de nourrissons. Elle est fréquemment présente dans le tube digestif de l'homme et des animaux à sang chaud (Euzéby, 2011). La plupart des souches d'*E. Coli* ne sont pas dangereuses, cependant certaines peuvent être à l'origine de toxiiinfections alimentaires graves qui se traduisent par une diarrhée sanguinolente. Ainsi elles peuvent entraîner des gastro-entérites, infections urinaires, méningites, ou septicémies. Plus de deux millions de décès dus aux diarrhées infantiles et aux infections extra-intestinales causés par l'*E. Coli* sont enregistrés chaque année, essentiellement les septicémies ayant pour point de départ une infection urinaire (Kosek et al., 2003 ; Russo et al., 2003). La *E. Coli* est parmi les espèces les plus souvent rencontrées en pathologie humaine intestinale et extra-intestinale (Kaper et al, 2004).

Dans les réseaux de distribution de l'eau potable la *E. Coli* est un indicateur de contamination fécale récente ce qui conduit à la présence possible de pathogènes entériques présentant un risque pour la santé humaine. Ceci a conduit l'OMS et la majorité des pays à

recommander que la présence d'*E. Coli* dans un réseau d'eau potable doit être nul dans 100 mL (*Bouasla, 2018*).

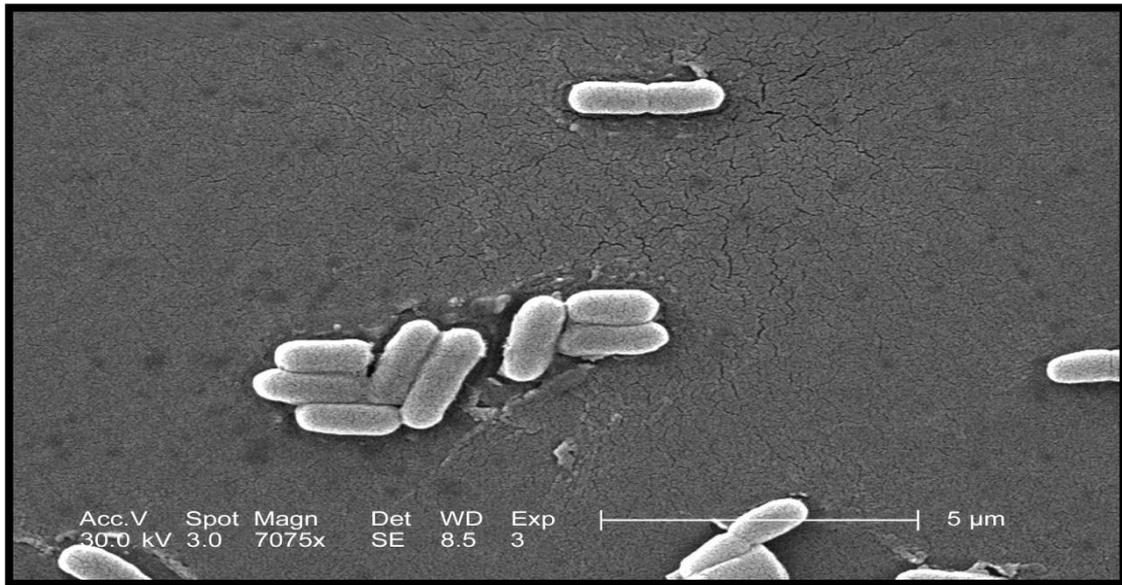


Figure 5: Image libre: balayage, micrographie électronique, gramme, négatif, *Escherichia Coli*, bactéries (*Janice, 2020*).

I.5.3.2. Habitat

L'habitat primaire de *E. Coli* est le tractus digestif et principalement dans le colon et le cæcum avec une concentration supérieure à 10^6 Unité Formant Colonie (UFC) / g de contenu (*Ducluzeau, 1985*). Plus particulièrement *E. Coli* se pose dans le mucus recouvrant les cellules épithéliales de la paroi du tube digestif. Elle se trouve aussi en abondance dans l'environnement (eaux, sols) et dans les aliments. Elle est rejetée dans l'environnement à une concentration près de 10^8 UFC/g (*Smati et al, 2015*). L'environnement constitue l'habitat secondaire des *E. Coli* ; il est, contrairement à l'habitat primaire, plutôt défavorable à leur survie. La population de *E. Coli* dans l'habitat secondaire se renouvelle par les apports de bactéries provenant de l'habitat primaire. Une minorité de *E. Coli* est capable de coloniser et de persister dans l'environnement hors de son hôte (*Walk et al., 2007*).

I.5.3.3. Morphologie

E. Coli est une espèce en forme de bâtonnets qui appartient à la famille des entérobactéries. C'est un type de coliforme fécal, généralement commensal, présent dans les déchets d'origine animale ou humaine. C'est un Bacille Gram négatif, possédant une taille de $(1-1.5 \times 2-6 \mu\text{m})$, aéro-anaérobie facultatif, oxydase négatif, nitrate positif et qui a l'aptitude de fermenter le glucose (*Farmer, 2007*). Elle est non halophile et ne possède pas d'oxydase. Ainsi elle est mobile ou immobile et a une structure flagellaire péritriche et non-sporulée. Elle

se reproduit toutes les 20 minutes très rapidement à 37°C, ce qui permet de multiplier facilement l'ADN ou les protéines d'intérêt. C'est une bactérie non exigeante, capable de croître sur des milieux ordinaires tel que le milieu trypticase-caséine-soja (TSA). Ainsi elle est capable de fermenter le lactose, produire de l'indole et possède différentes enzymes telles que la lysine décarboxylase (LDC), l'ornithine décarboxylase (ODC) et la glucuronidase (Glu) (Bouasla, 2018).

I.6. Risques et conséquences de pollution de l'eau

I.6.1. Effets sanitaires

La pollution de l'eau peut avoir des conséquences sur la santé de l'homme. L'eau polluée peut transmettre un certain nombre de maladies : maladies hydriques, maladies aquatiques et maladies dues aux vecteurs de l'eau (Coste *et al*, 1987).

Tableau 4: Les différents types de maladies liés à l'eau polluée et les effets sur la santé (OMS, 2012).

Type des maladies	maladies	Agents responsables	Mode de contamination	Effets sur la santé
Maladies Hydrique	Cholera	Bactéries Vibrio cholerae	Consommation d'eau	-Diarrhées, vomissements graves, déshydratation. -Période d'incubation de 1 à 3 jours.
	Fièvres typhoïdes	Bactéries salmonelles	Consommation d'eau ou d'aliments souillés	-Diarrhées graves, vomissement, douleurs abdominales. -Périodes d'incubation de 1 à 3 semaines.
	Dysenterie bactérienne	Bactéries parasites	Consommation d'eau contaminée	-Diarrhées importantes -Période d'incubation de 1 à 3 jours, jusqu'à 7 jours

	Hépatite A Hépatite E	virus	Consommation d'eau, aliments contaminés d'une personne	-Infection et inflammation du foie -Période d'incubation de 15 à 45 jours
Maladies aquatiques	Schistosomiase, Bilharziose	Vers parasitaire, famille des schistosomes	Contamination par les eaux de baignade (pénétration dans la peau)	-Douleurs abdominales, éruption cutanée, -Période d'incubation de 2 à 6 semaines (schistosomiase) et 5 à 15 jours (bilharziose)
Maladies dues aux vecteurs de l'eau	Paludisme	virus	Piqûre de moustique	-Fièvre, anémie. -Période d'incubation de 7 à 14 jours
	Maladie du sommeil	virus	Piqûre de mouche tsé-tsé	-Troubles nerveux, affaiblissement général -Période d'incubation de 5 à 14 jours.
	Fièvre jaune	virus	Piqûre de moustique ou mouche tsé-tsé	-Malaises, faiblesses, nausées, vomissement, rémission -Période d'incubation de 3 à 6 jours.

I.6.2. Effets sur l'agriculture

L'utilisation des eaux usées industrielles en irrigation peut entraîner des risques graves pour l'agriculture : contamination des produits et dégradation de la fertilité des sols. Ces eaux contiennent des impuretés diverses comme des substances chimiques très toxiques et mortelles (métaux lourds, solvants organiques, hydrocarbures, éléments radioactifs). Ainsi,

l'irrigation par les eaux usées industrielles apporte des risques sur la santé des agriculteurs et des consommateurs (OMS, 2012).

I.6.3. Effets au niveau des ressources environnementales

Le déversement incontrôlé des eaux usées dans le milieu naturel peut entraîner une dégradation conséquente de l'écosystème. Ce changement de l'écosystème entraîne non seulement des impacts négatifs aux ressources vivantes du milieu mais aussi sur l'équilibre global du système environnemental. En général, le mauvais assainissement est une source majeure de la pollution des eaux naturelles (rivière, fleuve, lac, eau souterraine). Cette pollution résulte souvent d'un apport trop riche en substances nutritives ou toxiques.

Grace à ces substances nutritives, on observe parfois une forte prolifération d'algues dans le milieu. Ce phénomène s'intensifie surtout dans les eaux immobiles, notamment dans les lacs profonds. Cet état se traduit par l'accumulation des algues et des bactéries aérobies, qui absorbent l'oxygène présent dans l'eau et provoquent la mort de l'écosystème aquatique qui conduit à ce qu'on appelle « une zone morte » (Keddal *et al.*, 2008).

Chapitre II :
Technique de désinfection
de l'eau



II. Techniques de désinfection de l'eau

Après avoir exposé les aspects relatifs aux contaminations et aux pollutions d'ordre biologique de l'eau, intéressons nous aux systèmes de désinfection couramment utilisés afin d'éliminer ces microorganismes. Ce chapitre sera consacré aux techniques de désinfection utilisées pour la potabilisation de l'eau.

Dans les pays arides, la réutilisation des eaux usées domestiques pour les activités agricoles et industrielles a été proposée comme stratégie pour une utilisation appropriée de l'eau et la conservation des ressources. Cependant, l'utilisation de ces effluents doit être soigneusement considérée, car ils pourraient contenir des niveaux élevés d'agents pathogènes et de composés chimiques nocifs. Au cours des 20 dernières années, l'assainissement de l'environnement est devenu une priorité nationale et internationale élevée pour la désinfection de l'eau contaminée par des polluants dangereux. Les technologies à base de chlore ont longtemps été utilisées comme procédés de désinfection pour l'approvisionnement en eau potable et également pour le traitement tertiaire des eaux usées. Cependant, ces technologies deviennent de plus en plus préoccupantes en raison de la création d'études récentes indiquant la formation de sous-produits chloro-organiques de désinfection (SPD) potentiellement nocifs pendant le processus de traitement. Pour cette raison, de nouvelles technologies de désinfection sont actuellement en cours de développement. Des méthodes telles que l'ozone et la lumière ultraviolette sont également efficaces et moins toxiques. Cependant, ces techniques sont coûteuses et souvent techniquement difficiles à appliquer dans des conditions moins favorables. Dans ce contexte, une photocatalyse à semi-conducteurs est apparue comme une technologie très attractive et respectueuse de l'environnement pour la désinfection de l'eau, en particulier compte tenu de la possibilité d'utiliser la lumière solaire pour piloter le processus photocatalytique (Achouri *et al.*, 2019).

II.1. Procédés chimique**II.1.1. La chloration**

Le chlore est utilisé pour la désinfection de l'eau. Il est employé sous forme de chlore gazeux ou d'hypochlorite de sodium. Dans l'eau, le chlore libre est présent sous trois formes : l'acide hypochloreux, l'ion hypochlorite et l'ion chlorure. L'hypochlorite de sodium agit en dégradant les acides gras et en neutralisant les acides amines. L'acide hypochloreux relargue du chlore qui réagit avec les groupes amines des protéines formant des chloramines (Estrela *et al.*, 2002). De plus, lors de la chloration, il y a une destruction

des phospholipides et une altération du métabolisme conduisant à la mort bactérienne. 0,08 mg de chlore/minute/L peuvent éliminer 99% des bactéries (à une température de 1-2°C et à pH neutre) (Malato *et al.*, 2009).

Aussi, Le chlore tue les bactéries en cassant les liaisons chimiques de leurs molécules. Les désinfectants utilisés à cette fin sont des composés de chlore qui peuvent échanger des atomes avec d'autres composés, tels que des enzymes dans les bactéries et autres cellules. Lorsque l'enzyme vient en contact avec le chlore, un ou plusieurs atomes d'hydrogène de la molécule sont remplacés par le chlore. Ceci modifie la structure entière de la molécule et dans la plupart des cas provoquent sa dissociation ou sa désactivation. Lorsque les enzymes ne fonctionnent pas correctement, la cellule ou la bactérie meurent.

La perturbation de la membrane cellulaire semble être une étape décisive, menant à l'inactivation des organismes. Cette perturbation pourrait faire intervenir des éléments subtils comme le découplage de la chaîne électronique et l'accroissement de la perméabilité de la membrane à cause de différences de charge électrique entre le désinfectant et l'organisme. Cela entraînerait l'inactivation d'enzymes ou la libération de constituants cellulaires vitaux et, à terme, la mort cellulaire (White, 1999; Virto *et al.*, 2005). Ces méthodes présentent néanmoins quelques désavantages, puisqu'elles peuvent générer des SPD aux propriétés mutagènes ou cancérigènes (Bond *et al.*, 2011 ; Richardson *et al.*, 2007). Par exemple, le chlore peut réagir avec des composés organiques pour produire des sous produits toxiques comme les trihalométhanes ou les composés chlorés de l'acide acétique (Gaëlle, 2013).

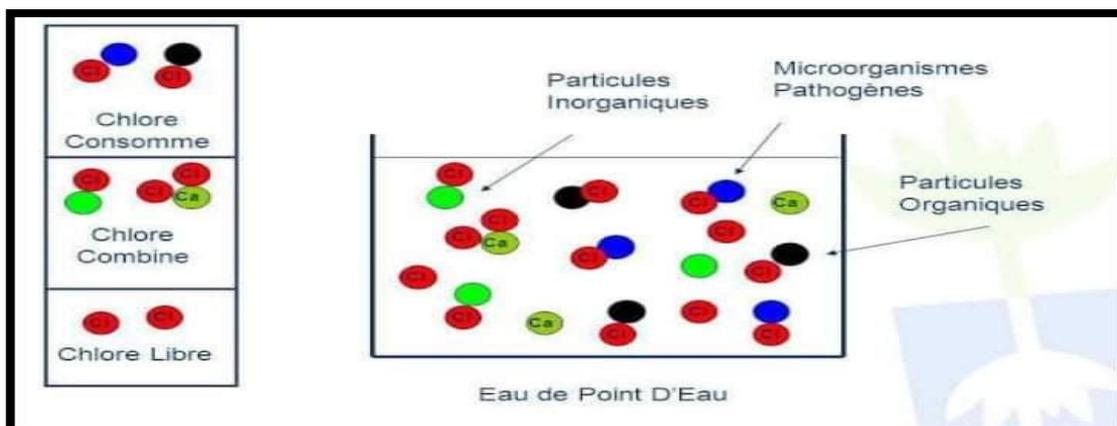


Figure 6: Action du chlore dans l'eau (Anaïs, 2020).

II.1.2. L'ozonation

De même que le chlore, l'ozone est un oxydant. L'efficacité et la rapidité de l'action de ce gaz en solution sur les bactéries et les virus, couplées avec une faible production de produits secondaires indésirables, lui donne une place très importante parmi les oxydants utilisés pour la désinfection. De plus, l'ozonation est plus sûre d'emploi que la chloration et ne nécessite pas le transport de produits chimiques, puisque ce gaz est généré *in situ* à partir du dioxygène soumis à une décharge électrique (Abouzlam, 2014). La technique d'ozonation est basée principalement sur la formation, lors de la décomposition de l'ozone au contact de l'eau, d'espèces actives oxydantes telles que les radicaux hydroxyles OH° .

L'ozone est au préalable produit dans des générateurs d'ozone par décharge électrique (Malato *et al.*, 2009). Au niveau environnemental, l'ozone est très toxique pour la vie aquatique, mais il est rare, après la désinfection, de trouver de l'ozone résiduel en quantité significative, car sa réaction avec les composés présents est très rapide et il est détruit rapidement en raison de son instabilité. Par contre, les coûts élevés de l'investissement et l'exploitation de l'ozonation posent un problème économique rendant cette opération d'oxydation peu attrayante (Abouzlam, 2014).

II.2. Procédés physiques

II.2.1. Les rayons Ultra-violet (UV)

Les UV sont divisés en trois gammes: les UVA (380-315 nm), les UVB (315-280 nm), et les UVC (280-10 nm), des moins énergétiques au plus énergétiques. Comme dans tout processus photocatalytique, les multiples radicaux générés à la surface du catalyseur (O_2^\bullet , HO_2^\bullet , OH^\bullet) sont souvent considérés comme les espèces actives (Faure, 2010). Tous ont des caractéristiques bactéricides, mais les radicaux les plus puissants sont les radicaux hydroxyles (Rincon *et al.*, 2001). Cependant, Kikuchi *et al.* (1997) ont étudié la dégradation d'*E. Coli* en phase aqueuse et suggèrent que l'agent bactéricide principal n'est pas OH^\bullet puisque sa durée de vie très courte lui confère une mobilité réduite, mais plutôt H_2O_2 qui peut traverser les membranes cellulaires (Faure, 2010). Progressivement, la perméabilité des cellules augmente sous l'action photocatalytique permettant, par conséquent, le relargage des composants cellulaires conduisant à la mort des cellules (Huang *et al.*, 2000). La photocatalyse permettrait également le blocage de certaines fonctions vitales comme la respiration par diminution d'une enzyme, la coenzyme A et la formation de son dimère (Ibanez *et al.*, 2003; Rincon *et al.*, 2001). L'effet des UV sur l'ADN des systèmes cellulaires est souvent impliqué dans les mécanismes de dégradation

photocatalytique. Les conséquences des UV sur les microorganismes diffèrent en fonction de leur niveau énergétique (Faure, 2010). Selon Robertson *et al.* (2005), les UVB et C inactivent les organismes en produisant des lésions de l'ADN, ce qui empêche une réplication normale. Les UVB agissent directement ou non, en générant des photo produits d'ADN (Robertson *et al.*, 2005) dont les plus connus sont: le dimère de cyclobutane pyrimidine, la pyrimidine (6-4) et la pyrimidinone (6-4 PP). L'accumulation de ces photo produits d'ADN peut être létale pour les cellules puisqu'ils bloquent la réplication de l'ADN et la transcription de l'acide ribonucléique (ARN) (Faure, 2010). Cependant, les bactéries ont développé des mécanismes de réparation ou de tolérances aux endommagements de l'ADN sous des UV (Goosen *et al.*, 2008).

Quant aux UVA, les dommages apparaissent à la suite d'une excitation des molécules photosensibles dans les cellules (Faure, 2010). Il y a alors production d'espèces actives ($O_2^{\cdot-}$, HO_2^{\cdot} , OH^{\cdot} et H_2O_2) potentiellement létales ou sublétales pour le génome bactérien ou pour d'autres molécules intracellulaires, qui peuvent conduire à une altération physiologique, une croissance retardée et des perturbations dans les membranes bactériennes aboutissant à l'inhibition de la croissance (Robertson *et al.*, 2005).

II.3.La méthode SODIS (Solar Disinfection (méthode de désinfection solaire de l'eau))

Le SODIS utilise deux composantes de la lumière solaire pour la désinfection de l'eau. Le premier, le rayonnement UV-A a un effet germicide. Le second, l'infrarouge, augmente la température de l'eau et produit un effet connu sous le nom de pasteurisation lorsque cette dernière atteint 70-75°C. La combinaison du rayonnement UV-A et de la production de chaleur produit un effet synergique qui augmente l'efficacité du processus.

À une température de l'eau de 30°C, une fluence de 555 Wh/m² (350-450nm, dose de rayonnement solaire correspondant à environ 6 heures de soleil d'été à une latitude moyenne) est nécessaire pour atteindre une réduction de 3 log des coliformes fécaux. Dans ces conditions, seul l'effet du rayonnement UV-A est présent. Toutefois, le taux de mortalité des coliformes fécaux exposés au soleil augmente significativement lorsque deux facteurs de stress, le rayonnement et l'élévation de la température sont présents.

À une température d'eau de 50°C, un effet synergique entre le rayonnement et la température se produit : Une réduction des coliformes fécaux de 3 log ne nécessite alors plus qu'une fluence de 140 Wh/m². Ce qui équivaut à un temps d'exposition d'une heure seulement (Wegelin *et al.*, 1994).

II.4. Les Procédés d'Oxydations Avancées (POAs)

A fin d'améliorer les systèmes existants de traitement des eaux usées municipales et industrielles, ou de remplacer les technologies conventionnelles peu efficaces pour l'élimination de contaminants organiques réfractaires, inorganiques et microbiens, les scientifiques se sont intéressés aux POA qui ont vu le jour vers les années 1970. Actuellement la plupart d'entre eux nécessitent en général moins de réactif et sont faciles d'automatisation en les comparant aux autres. De nombreuses études réalisées à l'échelle du laboratoire ont clairement prouvé l'efficacité des POA sur le traitement de divers effluents (Sadou, 2014).

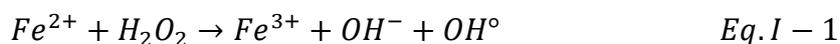
Les progrès les plus récents dans le traitement de l'eau ont été faits dans l'oxydation des composés organiques biologiquement récalcitrants. Ces méthodes reposent sur la formation d'entités chimiques très réactives qui vont décomposer les molécules les plus récalcitrantes en molécules biologiquement dégradables ou en composés minéraux, tels que CO₂ et H₂O (Chergui *et al.*, 2007).

Ces procédés reposent sur la formation *in situ* des radicaux hydroxyles OH° qui possèdent un pouvoir oxydant supérieure à celui des oxydants traditionnels, tels que Cl₂, ClO₂ ou O₃. Ces radicaux sont capables de minéraliser partiellement ou en totalité la plupart des composés organiques. La souplesse d'utilisation des POA est liée à la possibilité de produire OH° par différentes techniques (Chergui *et al.*, 2007).

Les techniques de production des espèces radicalaires peuvent être regroupées en quatre catégories :

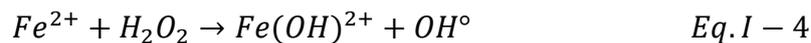
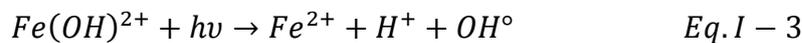
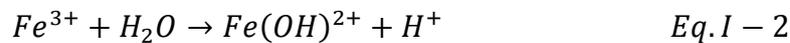
- Procédés d'oxydation chimique en phase homogène (H₂O₂/Fe²⁺ et H₂O₂/O₃, H₂O/UV, H₂O₂/UV).
- Procédés photocatalytiques en phase hétérogène (Fe²⁺/H₂O₂/UV et TiO₂/UV).
- Procédés d'oxydation sonochimique.
- Procédés d'oxydation électrochimique.

Le procédé H₂O₂/Fe²⁺, appelé procédé Fenton, produit des radicaux hydroxyles via l'utilisation de deux réactifs qui sont le peroxyde d'hydrogène (appelé couramment eau oxygénée) et les ions ferreux Fe²⁺ (Equation I-1).



Ces radicaux (OH°) formés vont être à l'origine de réactions d'oxydoréductions classiques, nécessaires pour la dégradation des polluants chimiques et des microorganismes dans l'eau (**Rincòn et al., 2006**).

Cette technique a connu des améliorations avec l'ajout d'un rayonnement UV (>300 nm). La réaction obtenue, appelée photo Fenton est ainsi une variante du procédé Fenton. Dans les conditions optimales de pH (≈ 3 et 4), l'ion Fe^{3+} se trouve, en grande partie, sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$. Cette espèce absorbe le rayonnement UV dans la gamme de longueur d'onde $250 < \lambda < 400$ nm. La réduction photochimique du composé $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ en milieu aqueux permet par la suite de produire des radicaux OH° supplémentaires mais aussi, de catalyser la réaction de Fenton par la régénération de l'ion Fe^{2+} (Equations I-2, I-3 et I-4).



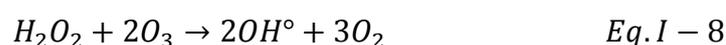
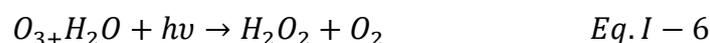
L'efficacité de ce procédé, par exemple, sur la désinfection de la bactérie *E. Coli* a été rapportée par Moncayo-Lasso *et al* (**Moncayo-Lasso et al., 2008, 2009**).

Dans le procédé couplant H_2O_2 / UV, les radiations UV de longueurs d'onde comprises entre 200 à 280 nm induisent la décomposition de H_2O_2 . Cette décomposition génère les radicaux hydroxyles (formations de deux OH° par photon absorbé $h\nu$) (Equation I-5) (**Legrini et al., 1993**).



Ce procédé est très dépendant du pH. Au cours du processus de formation des radicaux hydroxyles, une partie du rayonnement UV est susceptible d'être absorbée par les composés organiques naturellement présents dans l'eau. Ce processus peut ralentir la transformation du peroxyde en radicaux. L'ajout du peroxyde d'hydrogène en présence du rayonnement UV a été rapporté par Mamane *et al.*, 2007 il est apparu que l'efficacité de ce procédé est comparable à celle du rayonnement UV seul (photolyse) (**Mamane et al., 2007**).

Le procédé O3/UV (ozonolyse) est un procédé d'oxydation avancée utilisé largement dans le traitement des eaux potables. Le couplage O3/UV permet de produire des radicaux hydroxyles par plusieurs voies (Equations I-6, I-7, I-8).



Le spectre d'absorption de l'ozone présente un maximum à 254 nm avec un coefficient d'absorption molaire ($\epsilon_{O_3} = 3600 \text{ L.mol}^{-1}.\text{cm}^{-1}$) plus élevé que celui du peroxyde d'hydrogène à la même longueur d'onde. Ce procédé est finalement un couplage du procédé classique d'ozonation et de H_2O_2 / UV . Cependant, il est difficile de comparer ces différentes méthodes d'oxydation tant les paramètres optimaux sont différents pour chaque procédé, que ce soit pour la longueur d'onde du rayonnement UV, la concentration en catalyseurs ou le pH (Majdi, 2015).

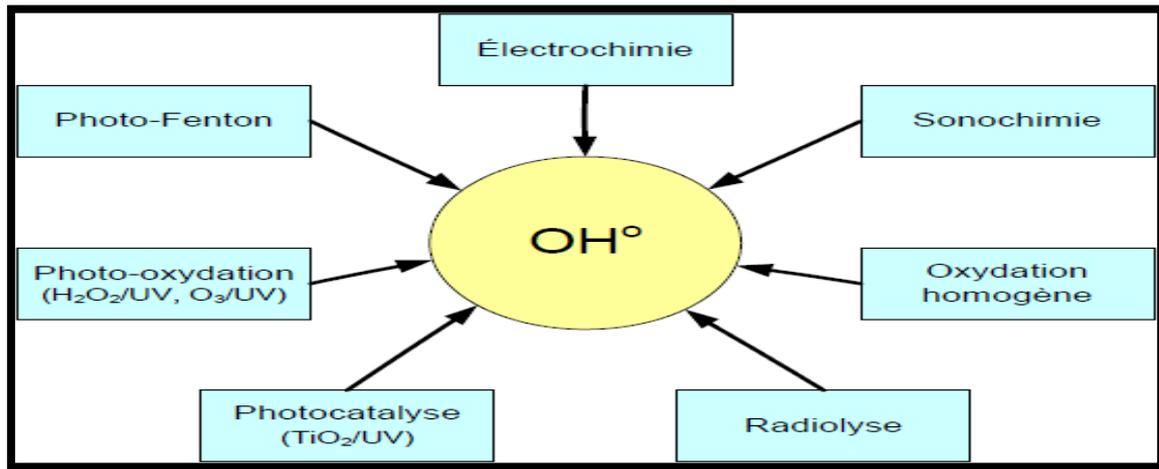


Figure 7: Différents procédés d'oxydation avancée (Zaviska, 2009).

II.4.1. La photocatalyse hétérogène : Un Procédé d'Oxydation Avancée (POA)

II.4.1.1. Principe

La photocatalyse hétérogène est une technologie de type POA basée sur l'oxydation et sont capables de minéraliser partiellement ou totalement la production et l'utilisation de radicaux hydroxyles OH° . Ces radicaux ont un important pouvoir des composés organiques.

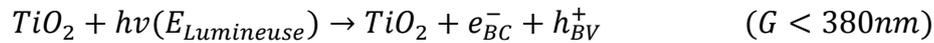
La photocatalyse consiste à irradier un semi-conducteur, généralement du dioxyde de titane (TiO_2), à l'aide d'un rayonnement UV produit naturellement via la lumière solaire ou artificiellement à l'aide d'une lampe UV (Simon *et al.*, 2008).

Électrochimiquement parlant, la méthode repose sur un processus électronique qui se produit à la surface du catalyseur, le TiO_2 . On peut, de manière succincte, schématiser le processus en quatre étapes successives :

A. Production de paires électron / trou

Le TiO_2 est un semi-conducteur qui possède une structure électronique à bande interdite. Le processus photocatalytique repose sur l'excitation du TiO_2 par des photons de

toutes longueurs d'onde de la région des UV ($G < 380 \text{ nm}$). Ainsi, s'il est soumis à un rayonnement de photons d'énergie au moins égale à celle de la bande interdite, un électron du semi-conducteur peut passer de la bande de valence (BV) à une orbitale vacante de la bande de conduction (BC). Il y a alors création d'un site d'oxydation (trou h^+) au niveau de la BV, et d'un site de réduction (un électron e^-) dans la BC (**Simon et al., 2008**).



B. Séparation des électrons et des trous

La durée de vie des paires (e^-/h^+) est de quelques nanosecondes et leur recombinaison s'accompagne d'un dégagement de chaleur. Dès lors, en l'absence d'accepteur et de donneur d'électrons appropriés, une réaction de recombinaison trou/électron très rapide aura lieu. Pour que l'oxydation photocatalytique soit efficace, il faut bien entendu éviter cette recombinaison. Ceci est rendu possible par le transfert et le piégeage des charges libres vers des niveaux d'énergie intermédiaires grâce à des irrégularités de structure ou via des molécules adsorbées. Ainsi, le piégeage des électrons peut intervenir au niveau de sites défectueux du catalyseur (Ti^{3+} au lieu de Ti^{4+}) ou des molécules d'oxygène adsorbées. Dans ce dernier cas, les molécules d'oxygène forment des espèces $O_2^{\circ-}$ très réactives. Le schéma de la figure 8 résume les différentes réactions au niveau du catalyseur TiO_2 tout en expliquant la dégradation des polluants (**Simon et al., 2008**).

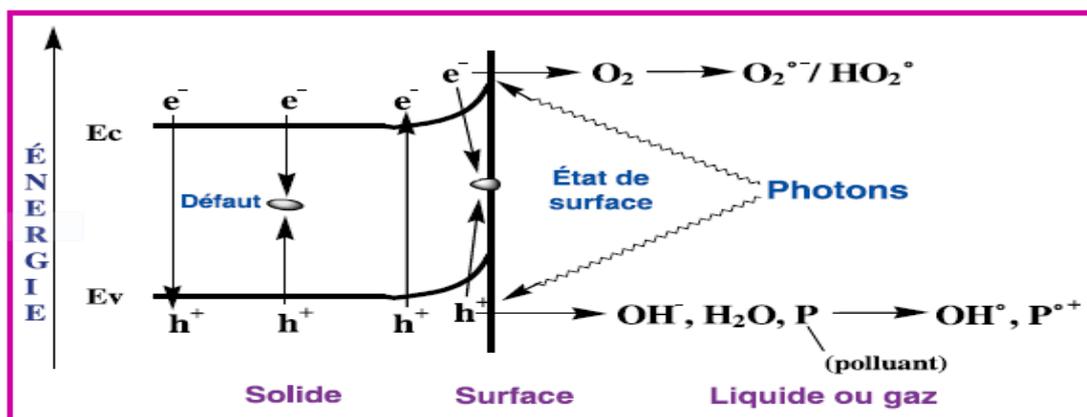
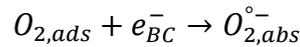


Figure 8 : Schéma montrant les bandes d'un oxyde semi-conducteur tel que TiO_2 . Sous excitation photonique, les transferts d'électron ont lieu entre ces bandes, suivis de transferts de charges (e^- ou h^+) aux groupes superficiels et aux espèces adsorbées ou déposées (**Sylvie et al., 2007**).

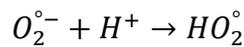
C. Réactions d'oxydation et de réduction

Les charges créées migrent à la surface du catalyseur et réagissent avec des substances adsorbées susceptibles d'accepter ou de donner des électrons. Ce sont ces

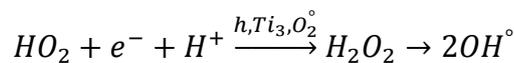
réactions d'oxydation ou de réduction qui sont intéressantes pour la dépollution. D'un côté, les électrons réagissent avec des accepteurs d'électrons tel que l'oxygène adsorbé pour former des radicaux superoxydes : (Simon *et al.*, 2008)



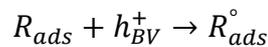
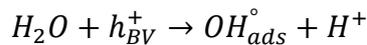
En présence de protons adsorbés, le radical superoxyde peut mener à la formation d'un radical hydroperoxyde puis de peroxyde d'hydrogène décomposé à la surface du catalyseur en radical hydroxyle sous l'action des radiations, ou par réaction avec Ti^{3+} ou $O_2^{\circ-}$:



Et

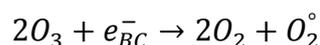
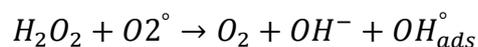
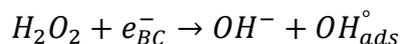


D'autre part, les trous h^+ réagissent avec certaines espèces susceptibles de donner des électrons. Ainsi, ils forment des radicaux hydroxyles et R° en oxydant ces donneurs d'électrons tels que l'eau, les anions OH^- et les produits organiques R adsorbés à la surface du semi-conducteur:



d) dégradation des molécules organiques : à leur tour, les radicaux générés (OH° , O_2° , R°) sont très oxydants et peuvent décomposer des composés (polluants réfractaires, pesticides, herbicides, colorants, etc.) adsorbés sur la surface du semi-conducteur, jusqu'à les minéraliser. Les produits finaux de ce mécanisme sont principalement de l'eau et du dioxyde de carbone.

Comme signalé plus haut, la réaction de recombinaison trou/électron est un facteur qui limite l'efficacité de cette méthode. C'est pourquoi de nombreuses recherches sont effectuées pour augmenter l'efficacité photocatalytique. Dans cette optique, on peut envisager le dopage du semi-conducteur par d'autres métaux (pour élargir la gamme d'adsorption vers le visible) ou encore l'addition au milieu réactionnel d'accepteurs d'électrons (ozone, peroxyde d'hydrogène, Fe^{3+} , ...) limitant la recombinaison des charges et renforçant considérablement la formation de radicaux OH° (Simon *et al.*, 2008).



II.4.1.2. Mécanisme de la photocatalyse hétérogène

Une fois le TiO_2 le photocatalyseur est activé par la lumière avec une énergie égale ou supérieure à la bande interdite du semi-conducteur, des paires électrons (e^-) / trous (h^+) sont générées dans les bandes BC et BV, respectivement. Ensuite, certaines de ces paires migrent vers la surface du photocatalyseur. Au stade primaire, e^- réagit avec O_2 adsorbé à la surface du photocatalyseur pour générer du superoxyde $\text{O}_2^{\cdot-}$ radical tandis que h^+ réagit avec l'eau pour produire de l'hydroxyle radical $\text{OH}\cdot$. Ces radicaux hydroxyles sont capables non seulement de minéraliser les polluants organiques, mais aussi d'affecter plusieurs micro-organismes, notamment des virus, des bactéries, des spores et des protozoaires. Le contact entre les bactéries et les nanoparticules comme le TiO_2 est considéré selon de nombreuses recherches comme le point clé de l'inactivation bactérienne (Achouri *et al.*, 2019).

Les premières recherches sur l'effet bactéricide du TiO_2 des réactions photocatalytiques ont été menées sur *E. Coli* (Matsunaga *et al.*, 1985) et a ensuite, de manière intensive sur un large spectre d'organismes, y compris des virus, des bactéries et des champignons (Achouri *et al.*, 2019).

L'activité photo-biologique antimicrobienne du TiO_2 sur les cellules bactériennes utilisant le rayonnement UV solaire a été attribuée à la génération d'espèces de radicaux libres très actives appelées espèces radicalaires de l'oxygène (ROS). En fait, les radicaux hydroxyles ($\text{OH}\cdot$) et les anions superoxyde ($\text{O}_2^{\cdot-}$) sont considérés comme les principales espèces générées dans les voies anodique et cathodique, respectivement, des processus photocatalytiques en présence d'oxygène. Les deux espèces sont connues pour être très réactives avec les échantillons biologiques. D'autres ROS ont également été proposées, notamment le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), radical hydroperoxyde ($\text{HO}_2\cdot$), et oxygène singulet ($^1\text{O}_2$). L'aberration chromosomique par lésion d'ADN causée par TiO_2 photo excité a également été signalé (Achouri *et al.*, 2019).

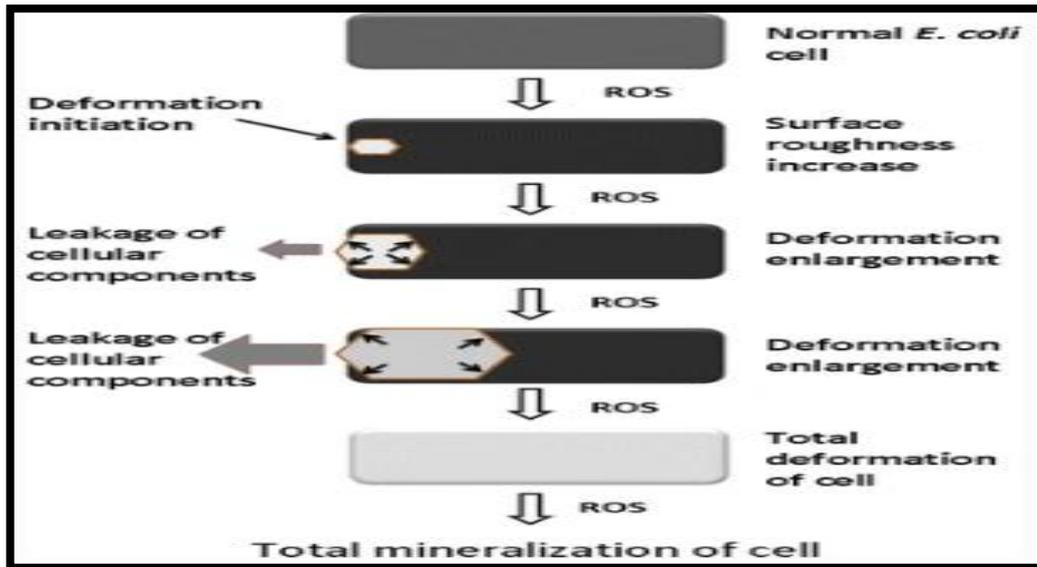


Figure 9: Mécanisme bactéricide des ROS produites par la photocatalyse au TiO₂ (Jen Wen *et al.*, 2012).

De plus, les rayonnements UV solaires peuvent être mortels pour les cellules respectivement, par la photosensibilisation des chromophores endogènes tels que les coenzymes ou les cytochromes, qui pourraient endommager les enzymes essentielles à la croissance des bactéries et le blocage de la réplication de l'ADN et de la transcription de l'ARN. Cependant, une faible irradiation solaire peut facilement affecter la désinfection solaire provoquant une repousse bactérienne par des mécanismes de photo-réparation (Achouri *et al.*, 2019).

En particulier, certaines études ont démontré que la diminution de la cultivabilité résulte de l'altération du métabolisme bactérien due à l'action délétère de la lumière UV solaire en combinaison avec TiO₂. En effet, la membrane cellulaire est le site principal de l'attaque des espèces oxygénées photo-générées réactives, conduisant à la peroxydation lipidique. La combinaison des dommages de la membrane cellulaire et plus l'attaque oxydative des composants intracellulaires conduisent finalement à la mort cellulaire. D'autres études ont suggéré que le mode d'action est la photooxydation de la coenzyme A, conduisant à l'inhibition de la respiration cellulaire et donc à la mort cellulaire, Ainsi, l'inactivation bactérienne par le processus photocatalytique peut être due à des radicaux libres en solution, pas à des radicaux à la surface du photocatalyseur (Achouri *et al.*, 2019).

La performance d'un système de désinfection repose directement sur la connaissance du taux d'inactivation d'un organisme cible ou indicateur par le désinfectant. Pour la photocatalyse, l'effet synergique de la concentration du catalyseur et de l'intensité de la lumière solaire sur la vitesse du processus détermine la combinaison la plus efficace du temps de contact et de la dose à utiliser. Actuellement, la plupart de ces informations ont été obtenues à partir d'études en laboratoire et extrapolées avec une série de modèles empiriques qui ne décrivent pas correctement la désinfection photocatalytique (Achouri *et al.*, 2019).

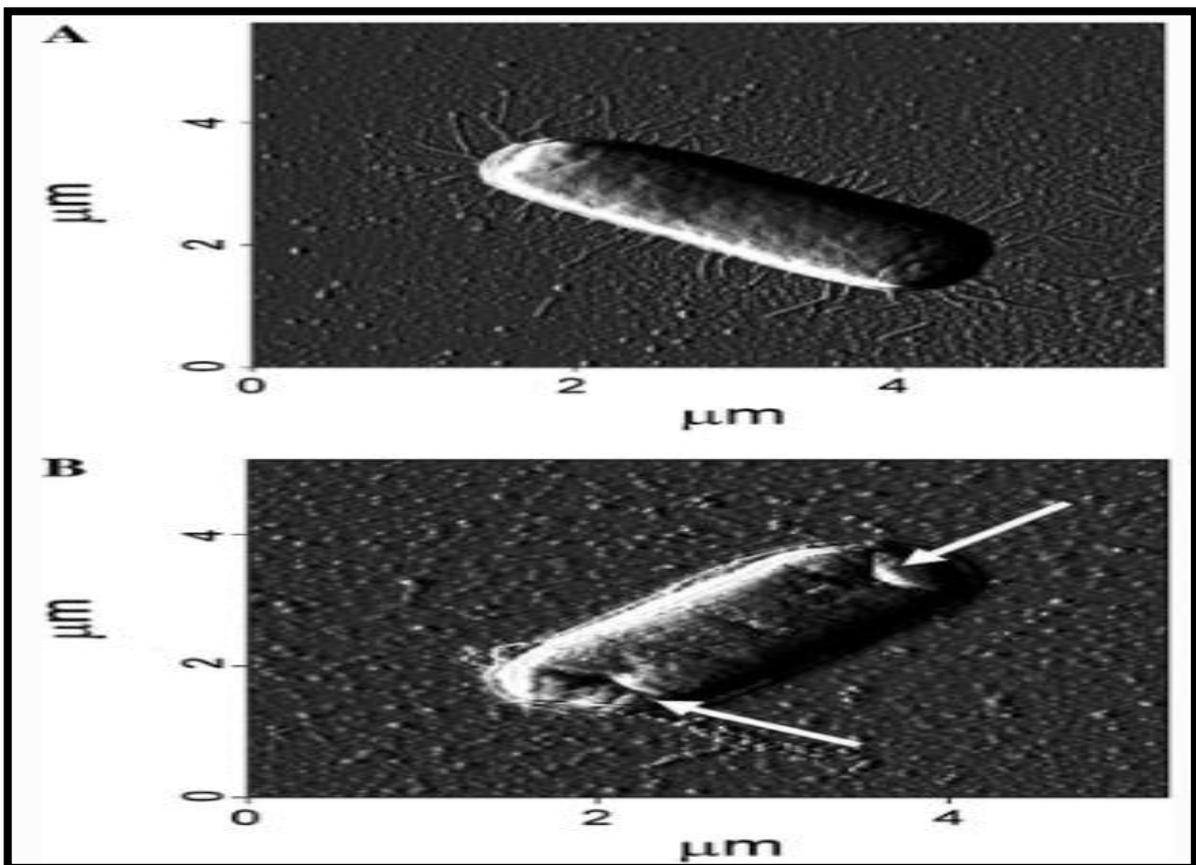


Figure 10: Images microscopiques à force atomique de cellules d'*E. Coli* avant (a) et après (b) 1 min de traitement photocatalytique par un photocatalyseur dopé C, C200. P perdues (Je-Wen *et al.*, 2012).

II.4.1.3. Les matériaux photocatalytiques

Plusieurs critères doivent être retenus pour la sélection d'un matériau semi-conducteur utilisé en tant que photocatalyseur :

- L'énergie des photons incidents (radiations UV ou visible) doit être supérieure à l'énergie de la bande interdite, pour permettre l'activation du semi-conducteur.

- Il doit présenter une inertie chimique et être photo-stable, dans l'air ou dans l'eau selon l'application.
- Sa toxicité doit être faible voire nulle (**Gaëlle, 2013**).

Parmi, les nombreux semi-conducteurs connus, le TiO_2 est le plus souvent utilisé pour des applications environnementales. Le TiO_2 est un oxyde métallique relativement peu abondant mais aisément productible, selon les procédés chlorures et sulfates, à partir de minerais d'ilménite (FeOTiO_2) et de rutile (TiO_2) (**Lu, 2011**). Sous forme de poudre, de nanoparticules ou de solution colloïdale, il est utilisé dans les médicaments en tant que pigment blanc (excipient de gélules par exemple), dans les produits cosmétiques, le dentifrice, les peintures, les filtres de cigarettes, les colorants alimentaires (E171), etc.

On trouve le TiO_2 sous trois formes cristallines principales distinctes: le rutile, l'anatase et la brookite et plus rarement la variété bronze ($\text{TiO}_2\text{-B}$). De plus, le TiO_2 existe sur un domaine de composition non stœchiométrique de formule générale TiO_{2-x} . Seul le rutile et l'anatase jouent un rôle dans les applications photocatalytiques, la brookite n'est jamais employée du fait de sa rareté. Dans le rutile, les ions O_2^- forment un empilement hexagonal compact déformé alors que dans l'anatase ils forment un empilement cubique compact déformé. Dans les deux structures, les cations Ti^{4+} occupent la moitié des sites octaédriques. Les octaèdres TiO_6 s'enchaînent en partageant des arêtes et des sommets, les cristaux de l'anatase et rutile ne diffèrent que par les distorsions et l'arrangement des octaèdres (**Linsebigler et al., 1995**).

Le TiO_2 est chimiquement stable, possède un rendement quantique élevé sous sa forme anatase ainsi qu'un fort indice de réfraction (**Carp et al., 2004**). Les produits TiO_2 commerciaux sont bon marché car le titane est un élément très abondant sur terre et les voies de synthèse sont éprouvées à l'échelle industrielle à ce jour.

Sous sa forme anatase, il peut être activé par le rayonnement UV et sous sa forme rutile, il peut par ailleurs être activé par les rayonnements UV et du début du visible ($\lambda < 413 \text{ nm}$), ce qui le rend intéressant pour les applications sous irradiation solaire (**Gaëlle, 2013**).

L'activité photocatalytique, vitesse de diffusion des paires et leur taux de recombinaison du TiO_2 sont liés à plusieurs paramètres principaux, essentiellement structuraux: la composition allotropique, la cristallinité, la taille des cristallites, et le taux de dopage ionique. Ces différences de structure entraînent des caractéristiques particulières sur leur capacité à adsorber l'oxygène. D'autre part, l'activité photocatalytique dépend de la nature chimique du polluant et de la complexité chimique de sa molécule, (processus

d'adsorption/désorption ainsi que les réactions redox) (Nguyen, 2001). Le TiO_2 sous sa forme anatase est déjà très réactif. Cependant, ses capacités photocatalytiques peuvent être améliorées en ajoutant d'autres composés dopants ayant pour effet de diminuer le taux de recombinaison entre les électrons de la BC et les trous de la BV. Généralement, les dopants les plus employés sont des ions métalliques issus principalement du fer, du platine, du lanthanide, du chrome, du manganèse ou du cobalt. Mais, le recours aux ions argent, dont le pouvoir désinfectant est utilisé en médecine depuis plusieurs décennies, est le plus fréquent pour dégrader des microorganismes. L'apatite, qui appartient à la famille des phosphates orthogonaux, chimiquement inerte, est capable d'adsorber les bactéries sans pour autant les détruire.

De façon pratique, la mise en forme du catalyseur est capitale et le support utilisé doit être adapté. Le TiO_2 est disponible sous la forme de poudre, de grains, de bâtonnets, ou déposé sur des supports tels que le verre, la céramique, la fibre de verre ou encore la cellulose. Une solution judicieuse consiste donc à supporter le catalyseur ; une fine couche de TiO_2 est déposée sur le support optimisant ainsi l'irradiation (Guilluame, 2008).

Il existe deux grands types de supports :

- **Les supports non poreux** : quartz et pyrex principalement, acier inoxydable. Les deux premiers supports transmettent en partie ou totalement les rayons UV ce qui permet l'irradiation des deux faces (Evans *et al.*, 2007).
- **Les supports poreux** : papiers, non-tissés, fibres de verre, fibres textiles. Ces types de supports sont bien adaptés aux flux gazeux qui peuvent les traverser.

Certains procédés, tels que la méthode sol-gel ou celle d'inversion de micelles, permettent d'avoir des films de TiO_2 très fins (Yuj *et al.*, 2002). Ces films sont ensuite disposés sur différents supports plus ou moins complexes. Il est également possible d'assembler des nanoparticules de TiO_2 pour former une membrane composite fine ou de recouvrir des structures ouvertes, type mousses, de TiO_2 . Ces matériaux engendrent ainsi une surface de contact démultipliée entre le catalyseur et le polluant, favorable à une réaction photocatalytique complète (Yamamoto *et al.*, 2004). Par ailleurs, pour que la réaction photocatalytique soit amorcée, il convient d'exciter le semi-conducteur par un rayonnement d'énergie suffisante, supérieure à sa largeur de bande interdite, respectivement de 3,2 et 3,1 eV pour le TiO_2 sous sa forme anatase et sous sa forme rutile. A partir de ces valeurs, il est alors possible de calculer la longueur d'onde minimale d'excitation du semi-conducteur via la relation de Planck.

$$\text{Largeur bande interdite} = h\nu = hc / \lambda$$

Ainsi, le rutile $\lambda=388$ nm pour l'anatase ou 400 nm pour le TiO_2 sous ses deux formes est donc excité par un rayonnement UV (<380 nm) (Faure M, 2010).

A titre de comparaison, les autres photocatalyseurs souffrent pour la plupart d'au moins un inconvénient qui limite leur utilisation hors des laboratoires. CdS et ZnS sont instables dans l'eau, sujets à l'oxydation en sulfate ; Oxyde de zinc (ZnO) est moins stable que TiO_2 en phase liquide et la position des bandes de WO_3 ne lui permet pas de former $\text{O}_2^{\circ-}$. Ga_2O_3 , quant à lui, nécessite une activation UV-C et ne convient pas aux applications solaires. C'est pourquoi, hors du laboratoire, le photocatalyseur le plus utilisé est le TiO_2 et ce, depuis la découverte de la photoelectrolyse de l'eau par Fujishima et Honda en 1972 (Fujishima *et al.*, 1972). En quelque sorte, même si certains travaux antérieurs existent, cette découverte fut à l'origine de l'utilisation de TiO_2 comme photocatalyseur pour l'oxydation des polluants (Carey *et al.*, 1976 ; Frank *et al.*, 1977), ainsi que pour la dégradation des microorganismes. Ainsi, en 2011, il est rapporté que plus de 11.000 publications relatives à la photocatalyse étaient apparues (Foster *et al.*, 2011).

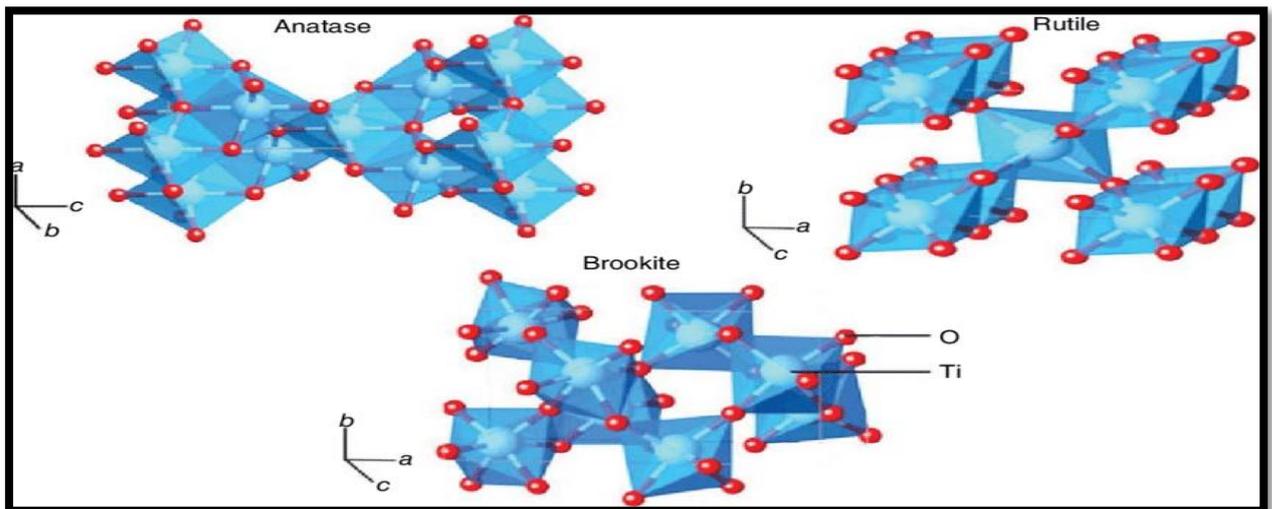


Figure 11: Différentes structures cristallines de TiO_2 (anatase, rutile, brookite) (Haggerty *et al.*, 2017).

II.4.1.3.1. Le TiO_2 de référence : P25 Degussa-Evonik

Le matériau photocatalytique de référence dans la plupart des études réalisées en laboratoire est le TiO_2 commercial P25 (Aeroxide TiO_2 P25), synthétisé par Evonik-Degussa selon la voie chlorure (Ohtani, 2008). Il est constitué d'un mélange d'environ 80 % d'anatase et 20 % de rutile pour les phases cristallisées et d'une faible fraction de TiO_2 sous forme amorphe (Ohtani *et al.*, 2010). Il est souvent cité comme TiO_2 de référence en raison de son activité photocatalytique élevée sous irradiation UV-A et donc aussi sous

illumination solaire naturelle («hélio-photocatalyse»). Le TiO_2 PC500 de Cristal-Millénum, obtenu selon la voie sulfate est constitué de 100% d'anatase comme phase cristallisée, est également cité comme produit commercial de référence. Il est intégré dans les papiers celluloses non tissés de la société Ahlstrom. Les raisons pour lesquelles le TiO_2 P25 montre une activité si importante par rapport à d'autres TiO_2 commerciaux qui possèdent pourtant une surface spécifique nettement plus élevée (de l'ordre de 300 m²/g pour les TiO_2 commerciaux Hombikat UV100, PC500 ou ST01 constitués seulement d'anatase, contre 50 m²/g pour le TiO_2 P25) sont encore sujettes à débat. Il a par exemple été proposé qu'il existerait une synergie entre les phases anatase et rutile, avec un transfert électronique de la BC de l'anatase vers celle du rutile, qui permettrait une meilleure séparation des charges et réduirait les phénomènes de recombinaison (Li *et al.*, 2007). La présence de la phase rutile permet aussi d'étendre le spectre d'absorption du photocatalyseur dans le début du domaine du visible ce qui pourrait améliorer les performances sous irradiation solaire (Gaëlle, 2013).

Tableau 5: Propriétés du TiO_2 P25 Degussa-Evonik (données fournisseur) (Gaëlle, 2013).

Propriétés	Aeroxide® TiO_2 P25 (poudre)
Surface spécifique	$50 \pm 15 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$
pH dans une suspension à 4%	3.5 – 4.5
Taille des cristaux	21 nm
Densité (selon la DIN EN ISO 787/11, août 1983)	~130 g/l
Humidité (2h à 105°C)	≤ 15 % (masse)
Perte à la chaleur (2h à 1000°C sur un matériel séché 2h à 105°C)	≤ 2.0 % (masse)
Teneur en TiO_2	≥ 99.5 % (masse)

II.4.1.4. Paramètres d'influence de la réaction photocatalytique

L'efficacité du traitement photocatalytique dépend de plusieurs facteurs qui régissent la cinétique de la photocatalyse, tels que les paramètres opératoires et paramètres structuraux du photocatalyseur. Dans cette section, nous présentons brièvement les principaux effets de chaque paramètre sur les réactions photocatalytiques.

➤ Paramètres opératoires

A. Masse du catalyseur

Que ce soit dans des réacteurs statiques, en suspension ou dans des photoréacteurs à écoulement dynamique, La vitesse initiale d'une réaction photocatalytique est trouvée directement proportionnelle à la masse du catalyseur. Néanmoins, au-delà

d'une certaine valeur, la vitesse de la réaction devient constante et indépendante de la masse du photocatalyseur. Cela indique un véritable régime hétérogène catalytique. Cependant, au-dessus d'une certaine valeur de m , la vitesse de réaction se stabilise et devient indépendante de m . Cette limite dépend de la géométrie et des conditions de fonctionnement du photoréacteur. Elle a été trouvée égale à 1,3 mg de TiO_2 / cm^2 d'un lit fixe et à 2,5 mg de TiO_2 / cm^3 de suspension. Ces limites correspondent à la quantité maximale de TiO_2 dans laquelle toutes les particules, c'est-à-dire toute la surface exposée est totalement éclairée. Pour des quantités plus élevées de catalyseur, un effet d'écrantage des particules entre elles survient, ce qui masque une bonne partie de la surface photosensible. Pour les applications, cette masse optimale de catalyseur doit être choisie afin d'éviter un excès de catalyseur et d'assurer une absorption totale des photons efficaces. Dans les expériences de laboratoire, en utilisant un photoréacteur discontinu, une concentration optimale de TiO_2 de 2,5 g / l a été trouvée (**Jean-Marie, 1999**).

B. Longueur d'onde

La vitesse de réaction est en fonction de la longueur d'onde suivant le spectre d'absorption du catalyseur, avec un seuil correspondant à son énergie de bande interdite. Pour TiO_2 ayant $E_G = 3,02$ eV, cela nécessite: $\lambda \leq 400$ nm, c'est-à-dire une longueur d'onde proche des UV (UV-A). De plus, il faut vérifier que les réactifs n'absorbent pas la lumière pour conserver la photo activation exclusive du catalyseur pour un véritable régime catalytique hétérogène (pas d'homogénéité ni de photochimie en phase adsorbée) (**Jean-Marie, 1999**).

C. Concentration initiale

Généralement, la cinétique suit un mécanisme de Langmuir – Hinshelwood confirmant le caractère catalytique hétérogène du système avec le taux pour les solutions diluées ($C < 10^{-3}\text{M}$), KC devient 1 et la réaction est du premier ordre apparent, tandis que pour les concentrations $> 5 \cdot 10^{-3}\text{M}$, ($KC \gg 1$), le taux de réaction est maximum et de l'ordre zéro (**Jean-Marie, 1999**).

D. Température

Le système photocatalytique ne nécessite pas l'apport de chaleur en raison de l'activation photonique et fonctionnent à température ambiante. La véritable énergie d'activation est nulle, tandis que l'énergie d'activation apparente est souvent très faible (quelques kJ / mol) dans la plage de température moyenne ($20^\circ\text{C} \leq \theta \leq 80^\circ\text{C}$). Cependant, à des températures très basses ($-40^\circ\text{C} \leq \theta \leq 0^\circ\text{C}$), l'activité diminue et l'énergie d'activation

apparente diminue. Par conséquent, la température optimale est généralement comprise entre 20 et 80°C. Cela explique pourquoi les appareils solaires qui utilisent des concentrateurs de lumière nécessitent des refroidisseurs. Cette absence de chauffage est attractive pour les réactions photocatalytiques réalisées en milieu aqueux et notamment à des fins environnementales (purification photocatalytique de l'eau). Il n'est pas nécessaire de gaspiller de l'énergie dans l'eau de chauffage qui possède une capacité thermique élevée. Cela explique pourquoi la photocatalyse est moins chère que l'incinération (**Jean-Marie, 1999**).

E. Flux lumineux

La dégradation photocatalytique est proportionnelle au flux lumineux (Φ), ce qui confirme le caractère photo-induit de l'activation du processus catalytique, avec la participation de charges électriques photo-induites (électrons et trous) au mécanisme de réaction. Cependant, au-dessus d'une certaine valeur, estimée à environ 25 mW / cm² dans les expériences de laboratoire, le taux de réaction devient proportionnel à $\Phi^{1/2}$. L'utilisation optimale de la puissance lumineuse correspond au domaine où il est proportionnel à Φ (**Jean-Marie, 1999**).

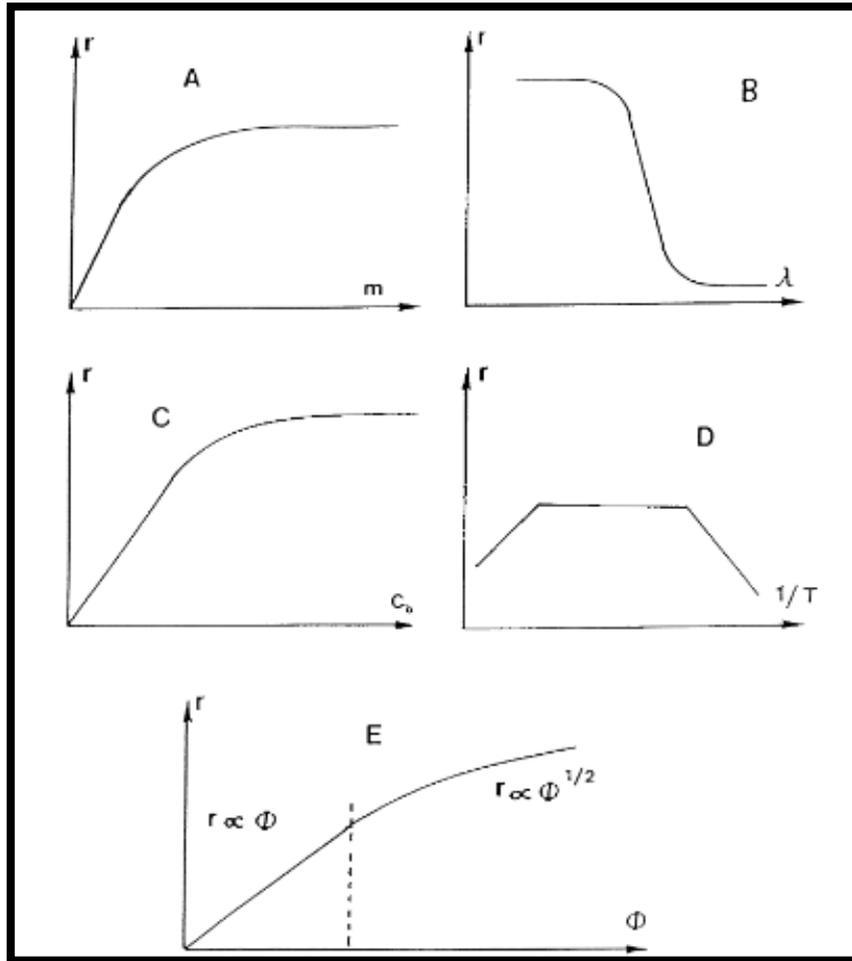


Figure 12: Influence des différents paramètres physiques qui régissent l'évaluateur de réaction (r est généralement compris entre 1 et 0,1 mmol / h) : (A) masse de catalyseur; (B) longueur d'onde; (C) concentration initiale de réactif; (D) température; (E) flux rayonnant (Jean-Marie, 1999).

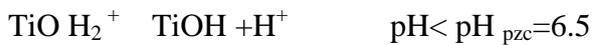
r variant proportionnellement avec la couverture θ comme:

$$r = k\theta = k \left(\frac{Kc}{1+Kc} \right)$$

F. Effet du pH

Le pH de la solution aqueuse affecte de manière significative la surface du catalyseur, y compris la charge des particules, la taille des agrégats éventuellement formés, et par conséquent la position des BC et BV (Malato *et al.*, 2009). Le rendement des procédés photocatalytiques dépend fortement du pH de la solution réactionnelle et du comportement amphotère de TiO₂. La charge de surface de TiO₂ varie avec le pH de la solution : on définit ainsi le pH pour lequel la charge de surface d'un catalyseur est nulle c'est le point zéro Charge, (pHpzc) ou point isoélectrique (PIE). Pour TiO₂ Degussa P25, ce pHpzc est compris entre 6 et 6,5. La surface de TiO₂ est chargée positivement (TiOH₂⁺)

dans des solutions acides, ce qui favorise l'adsorption des anions par attraction électrostatique, alors qu'à $\text{pH} > 6,5$, elle est chargée négativement (TiO^-), ce qui induit l'attraction des cations (**Kormann et al., 1991**).



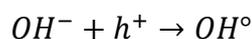
Les constantes d'équilibre de ces réactions ont été déterminées par Kormann *et al* (**Bravo et al., 1993**), $\text{pK} (\text{TiOH}_2^+) = 2.4$ et $\text{pK} (\text{TiOH}) = 8$. La nature des espèces présentes en fonction du pH est la suivante :



Lorsque le pH est proche du pH_{pzc} , le catalyseur possède autant de charges positives que négatives, cela entraîne le phénomène d'agrégation et la formation de clusters de TiO_2 est favorisée (**Herrmann et al., 1993**). Il en résulte une baisse de l'efficacité photocatalytique à pH 7 car les clusters limitent la transmission et l'absorption de la lumière. La taille des agrégats formés par des particules de TiO_2 est également affectée par le pH, elle vaut environ 300 nm pour un pH éloigné de 7 mais augmente de 2 à 4 μm lorsque la dispersion atteint le pH_{pzc} (**Malato et al., 2009**).

Dans de nombreux cas, pendant la réaction, une multitude de produits intermédiaires sont produits et peuvent se comporter différemment en fonction du pH de la solution (**Malato et al., 2009**).

Herrmann *et al* (**Guillard et al., 2003**) ont montré qu'une élévation de pH (> 10) induit une augmentation de l'efficacité photocatalytique car plus de radicaux OH° sont formés.



L'effet du pH sur la dégradation photocatalytique avec TiO_2 de différents colorants (rouge Congo, orange G (OG), bleue de méthylène (BM)) a été étudié par Guillard *et al* (**Zhu X et al., 2005**).

Ils ont notés que la dégradation du BM est favorisée à pH élevé, où il se présente sous sa forme cationique, ce qui favorise son adsorption par TiO_2 chargé négativement. Par contre, la charge négative de l'OG défavorise son adsorption à pH élevé (**Achouri, 2016**).

De même, plusieurs auteurs ont montré l'effet du pH sur la dégradation photocatalytique des composés azotés (Elsellami *et al.*, 2010), des acides aminés (Rincón *et al.*, 2004), et des bactéries (Norzita *et al.*, 2005). Une meilleure oxydation photocatalytique de l'éthanol à pH acide plutôt qu'à pH alcalin ou neutre a été montrée par Norzita *et al.* (Muradov *et al.*, 1996).

➤ **paramètres structuraux**

A. Variété allotropique du catalyseur du TiO₂

Le rendement photocatalytique du catalyseur varie considérablement en fonction de la structure cristalline de TiO₂. Cependant, des travaux portant sur la comparaison de photo conductivité entre l'anatase ($E_g = 3.20$ eV) et le rutile ($E_g = 3.02$ eV), ont montré que la durée de vie des porteurs de charge, photo-électrons et photo-trous, est plus élevée pour l'anatase que pour le rutile (Schindler *et al.*, 1990 ; Ku *et al.*, 1996) . De ce fait, la vitesse de recombinaison électron/trou est significativement plus grande pour le rutile (Schindler *et al.*, 1990) , ce qui limite la formation des radicaux hydroxyles, par la suite la diminution de la vitesse de photodégradation des polluants.

Certains auteurs ont par ailleurs suggéré que l'augmentation de l'activité photocatalytique de l'anatase par rapport au rutile est liée à son niveau de Fermi un peu plus élevé, à sa faible capacité d'adsorption de l'oxygène et à son degré d'hydroxylation important (nombre d'ions hydroxydes adsorbés sur la surface) (Bickley *et al.*, 1991 ; Diebold, 2003). Cependant, les poudres de TiO₂ constituées de mélange d'anatase et de rutile peuvent posséder une meilleure photo activité que l'anatase pure (Bacsá *et al.*, 1998 ; Rincón *et al.*, 2003 ; Muggli *et al.*, 2003).

B. Influence de la surface spécifique et de la taille des particules

Outre la structure cristallographique de TiO₂, il existe d'autres facteurs majeurs dans la détermination de l'efficacité photocatalytique, la surface spécifique de poudre de TiO₂ et la cristallinité. La taille des particules qui est inversement proportionnelle à sa surface spécifique possède une importance primordiale dans le rendement photocatalytique. L'activité photocatalytique augmente avec la diminution de la taille des particules, cela est expliqué par le fait que la diminution de la taille, augmente la surface spécifique et donc le nombre de sites actifs à la surface du semi-conducteur et vice-versa. Néanmoins, cette tendance n'est pas toujours admise, certains auteurs rapportent l'existence d'une taille idéale pour la dégradation de polluants organiques (Zhang *et al.*, 1998).

II.4.1.5. Applications de la photocatalyse

Lors de la photocatalyse, la génération de photons pour exciter les catalyseurs constituent un coût énergétique. À fin de réduire ce coût, le soleil peut être utilisé comme une source de rayonnement renouvelable, propre et gratuite. Les applications de la photocatalyse solaire pour la dépollution de l'eau sont arrivées à une échelle industrielle. Plusieurs stations de traitement des eaux par photocatalyse solaire sont actuellement installées de par le monde (**Boutra, 2019**).

De nombreux travaux de recherche sont menés sur les applications de la photocatalyse dans le cadre de l'épuration de l'eau et les travaux les plus récents visent à l'élimination de résidus pharmaceutiques et médicaux (**Guillard, 2011**).

➤ **Polluants inorganiques**

Lors de la dégradation de composés inorganiques, les capacités réductrices de la photocatalyse peuvent également éliminer les métaux en fonction de leur potentiel d'oxydation dont les temps de traitement sont fortement dépendants du pH de la solution et ce n'est qu'à des pH très basiques que le procédé sera envisageable (**Guillard, 2011**).

➤ **Polluants organiques**

L'efficacité du procédé photocatalytique a été largement étudiée et prouvée depuis une vingtaine d'années sur la majorité des produits organiques existant sur le marché : produits organiques de synthèse, solvants, pesticides, colorants, et plus récemment contaminants dits « émergents », qui ne sont pas encore réglementés mais qui sont susceptibles de l'être dans un avenir proche du fait de leur impact sur la santé et l'environnement (composés pharmaceutiques, antibiotiques, analgésiques, stéroïdes, cyanotoxines... et leurs produits d'hydrolyse et de photolyse. La majorité de ces substances organiques est totalement minéralisée par photocatalyse. Jusqu'à présent, l'absence de minéralisation a été observée uniquement sur des composés contenant un cycle triazine (**Guillard, 2011**).

Pour tous les autres produits, en général, la partie hydrocarbonée est totalement oxydée et minéralisée dans le cas des molécules chlorées, les molécules soufrées....

Bien que la photocatalyse soit capable de minéraliser complètement la majorité des composés organiques, il ne faut pas oublier qu'avant d'atteindre cette ultime étape, des intermédiaires organiques sont formés et ceci d'autant plus que la structure du polluant est complexe et que leur concentration est importante. En d'autres termes, le réacteur doit être convenablement dimensionné suivant l'application et l'objectif considéré pour éviter l'accumulation d'intermédiaires réactionnels indésirables (**Guillard, 2011**).

➤ **Applications industrielles**

Les travaux de la plateforme solaire d'Almeria ont montré l'efficacité du rayonnement solaire pour dégrader les polluants récalcitrants dans les milieux aqueux (Malato *et al.*, 2016).



Figure 13: Photocatalyse solaire (Almeria, Espagne) (Boutra, 2019).

La photocatalyse solaire est une stratégie prometteuse pour les zones à fort ensoleillement comme l'Algérie avec l'un des gisements solaires les plus élevés au monde avec des moyennes annuelles d'ensoleillement variant entre 2600 heures/an dans le Nord à 3500 heures/an dans le sud (Gairaa *et al.*, 2013).



Figure 14: Photocatalyse solaire (UDES, Algérie) (Boutra, 2019).

L'équipe d'Épuration et Valorisation des Eaux de Rejets (EVER) de l'Unité de Développement des Équipements Solaires (UDES) qui visent à mettre en œuvre un procédé efficace et économique permettant une épuration poussée des eaux de rejet en exploitant le rayonnement solaire qui est très abondant en Algérie .

Le centre de développement des énergies renouvelables (CDER) publie en 2019 la carte de la moyenne annuelle de l'irradiation globale horizontale (**Boutra, 2019**).

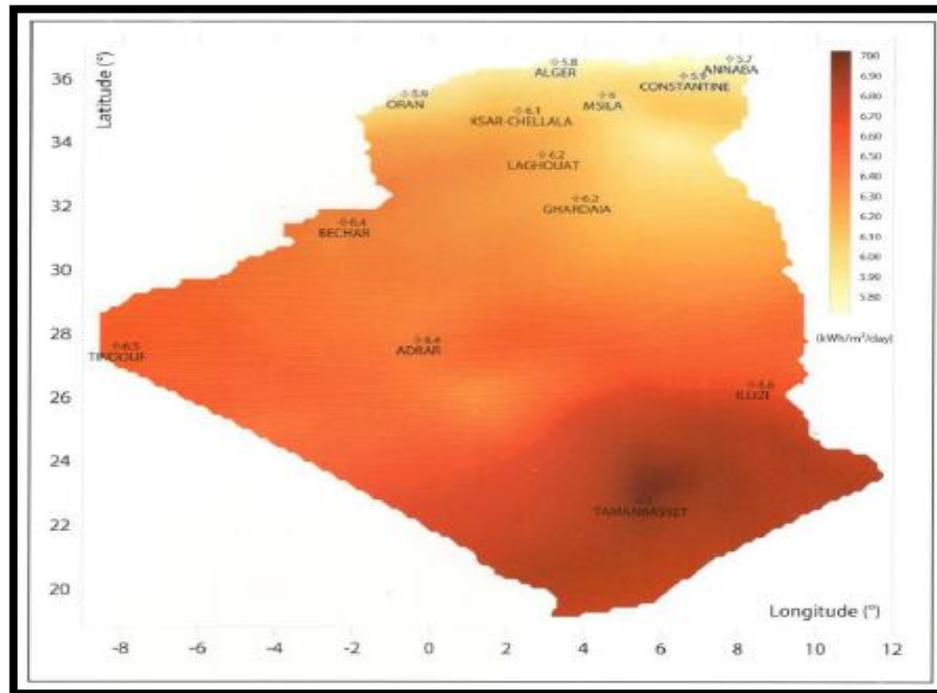


Figure 15: Carte de l'irradiation solaire en Algérie publié par le CDER (**Boutra, 2019**).

La purification d'eau par photocatalyse est encore très peu utilisée en Europe. Cependant, avec la parution de l'arrêté du 12 septembre 2006, sur le retraitement obligatoire des fonds de cuves ou des pulvérisateurs ayant contenu des produits phytosanitaires et des surplus de bouillies, ainsi qu'avec la reconnaissance des dispositifs de traitement photocatalytique par le ministère de l'Écologie et du Développement durable (Bulletin officiel du 28 février 2007), deux sociétés françaises, la société Résolution et la société Agro-Environnement, commercialisent les systèmes Phytocat et Phytomax , basés sur le procédé photocatalytique pour répondre à ces problématiques (capacité maximale de 12 m³ annuels pour un coût d'investissement de 15 à 20 k€ et un coût d'exploitation de 80 €/m³ d'air) (**Guillard, 2011**).

La purification d'eau par photocatalyse est plus connue en Amérique du Nord. Elle est notamment appliquée dans le traitement en ligne de l'eau domestique et d'effluents

liquides industriels par l'entreprise Purifics, installée au Canada. Les réacteurs de cette société sont dimensionnés pour répondre à des traitements d'eau relativement chargée en composés organiques (Guillard, 2011).



Figure 16: Réacteur Photo-Cat développé par la société Purifics installée à Edmonton (Canada) (Guillard, 2011).

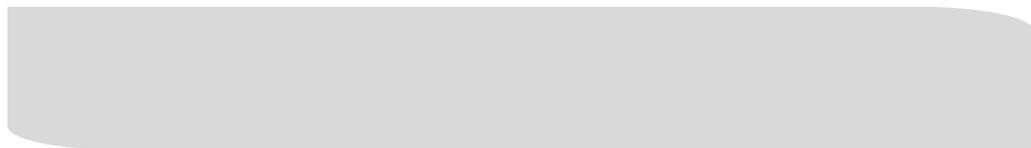
II.4.1.6. Les avantages et les inconvénients de la photocatalyse

Les effluents industriels contiennent souvent une grande quantité de contaminants organiques non biodégradables, toxiques et nuisibles à l'environnement. L'avantage le plus important de la photocatalyse hétérogène est sa capacité de minéraliser une très large gamme de composés organiques dans l'eau et l'air (Augugliaro *et al.*, 2012 ; Malato *et al.*, 2009). La réaction photocatalytique est activée par l'irradiation photonique et peut se produire à température ambiante et à pression atmosphérique avec une installation simple et économique. Un autre avantage de la photocatalyse est son effet bactéricide étudié depuis 1985, lorsque le catalyseur TiO_2 est en contact avec des micro-organismes tels que: *E. Coli*, Levures et *Lactobacillus Acidophilus*, une inactivation cellulaire se produit sous l'effet des espèces oxydantes générées à la surface de TiO_2 . Ces espèces attaquent les composants internes de la cellule après la destruction de sa paroi (Matsunaga *et al.*, 1985).

Les avantages de la photocatalyse sont entravés par quelques inconvénients majeurs. Comme indiqué précédemment, le photocatalyseur est seulement activé par

irradiation UV, ce qui limite l'efficacité de cette technologie dans le visible et pour les applications intérieures. La recombinaison de charges photo-générées entre le moment de leur formation et leur diffusion à la surface du semi-conducteur, peut également diminuer l'efficacité du processus. Pour remédier à ces problèmes et augmenter l'activité photocatalytique, de nombreux travaux visent à modifier les propriétés électroniques et optiques d'oxydes photocatalyseurs par l'incorporation d'éléments dopants dans leur matrice (**Zaleska, 2008**).

Chapitre III :
L'application de la
photocatalyse hétérogène
pour la désinfection de
l'eau



III.L'application de la photocatalyse hétérogène pour la désinfection de l'eau

Il s'agit là d'une analyse personnelle relative aux travaux réalisés en photocatalyse hétérogène pour la désinfection de l'eau. Nous allons notamment présenter les paramètres influençant la photocatalyse hétérogène puis comparer brièvement les photocatalyseurs pulvérulents en suspension et immobilisés sur l'efficacité d'inactivation antimicrobienne et aussi la différence entre les matériaux photocatalitiques, nous allons comparer la réponse des bactéries à l'inactivation photocatalytique et même l'effet de la présence d'irradiation et de catalyseurs sur l'efficacité d'inactivation. Nous terminerons par un récapitulatif sur l'effet mécanistique de la photocatalyse hétérogène.

La majorité de ces travaux ont été réalisés en utilisant le catalyseur TiO_2 Par exemple :

Les auteurs Min Cho et al en 2005, ont étudié différents comportements d'inactivation du *phage MS-2* et d'*E. Coli* dans la désinfection photocatalytique au TiO_2 éclairé aux UV en rapportant que les comportements d'inactivation des deux micro-organismes, Le *phage MS-2* et *E. Coli* sélectionnés comme microorganismes représentatifs des virus et des bactéries, respectivement en comparant l'inactivation microbienne photocatalytique à la réaction de dégradation chimique de l'acide para-chlorobenzoïque (pCBA), qui réagit rapidement avec un radical hydroxyle. Deux piègeurs de radicaux hydroxyles différents, le tert-butanol (t-BuOH) et le méthanol (MeOH), et un activateur de la génération de radicaux hydroxyles en phase en vrac, (Fe^{2+}), ont été utilisés pour étudier leurs effets sur le mode d'action photocatalytique du radical hydroxyle dans l'inactivation des micro-organismes. Cependant, lorsque ni le TiO_2 ni la lumière n'étaient appliqués, aucune inactivation des micro-organismes n'a été observée pendant l'échelle de temps de cette étude de désinfection. En effet, dans les mêmes conditions expérimentales, une irradiation pendant 120 min était nécessaire pour les inactivations de 0,95 et 2,25 log du *phage MS-2* et d'*E. Coli*, respectivement. Les impacts du piègeur de radicaux hydroxyles sur l'inactivation des micro-organismes diffèrent considérablement entre les deux micro-organismes. Aucune inactivation du *phage MS-2* n'a été observée en présence de t-BuOH ou de MeOH comme piègeur de radicaux hydroxyle, tandis que l'inactivation photocatalytique d'*E. Coli* a eu lieu même en présence des piègeurs dans laquelle l'inactivation a été entravée dépendait du piègeur utilisé qu'a été réduite de 58 % (t-BuOH) ou 78% (MeOH), respectivement. Les résultats montrent que les modes d'action biocides des ROS sont très différents selon le micro-organisme

spécifique impliqué dont le comportement d'inactivation devrait être attribué aux radicaux hydroxyles liés à la surface TiO_2 éclairée en présence de Fe^{2+} . D'après cette étude on déduit que, selon le type de micro-organisme (*phage MS-2* ou *E. coli*), Il semble que l'inactivation du *phage MS-2* était effectuée principalement par l'action du radical hydroxyle libre en phase en vrac, mais qu'*E. Coli* était inactivée par les radicaux hydroxyles libres et liés en surface comme voie principale et par d'autres ROS comme $\text{O}_2^{\cdot-}$ et H_2O_2 dans le système de désinfection photocatalytique (Min *et al.*, 2005).

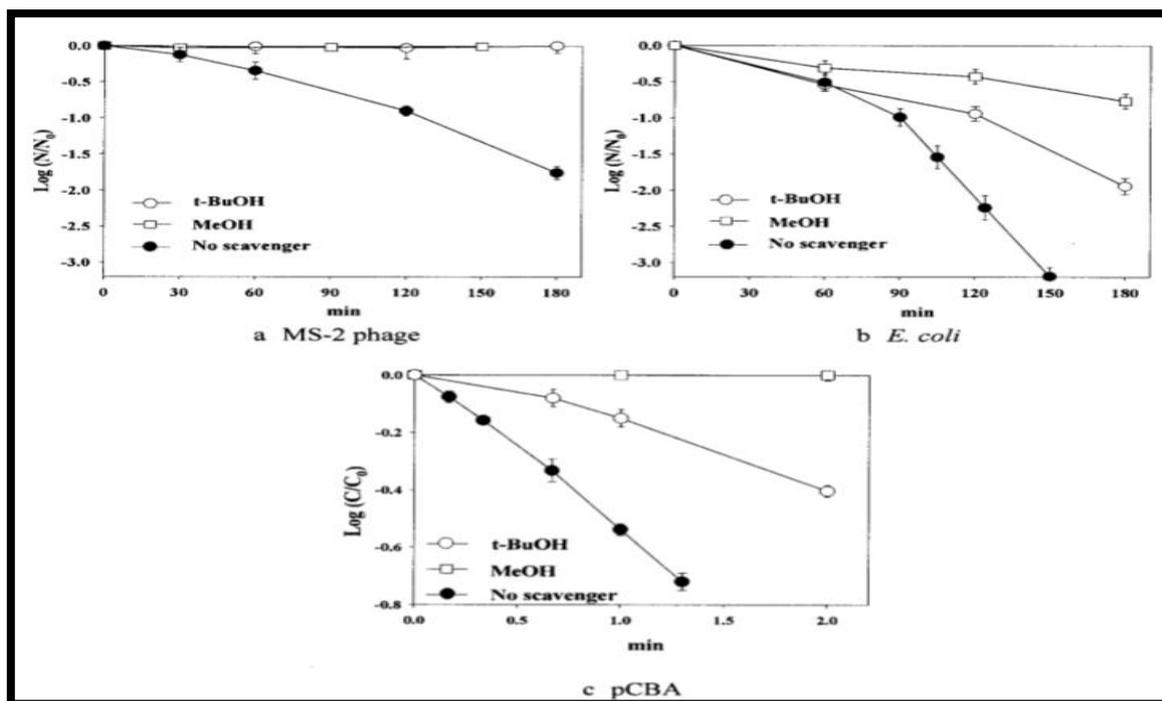


Figure 17: Inactivation de deux types de microorganismes (*phage MS-2* [a] et *E. Coli* [b]) dans des suspensions de TiO_2 éclairées, par rapport à la dégradation photocatalytique de pCBA (c). N, concentration de microorganismes (en cfu ou pfu par millilitre); N_0 , N_i initial; C, concentration de pCBA; C_0 , initiale C (Min *et al.*, 2005).

Lugui Rizzo en 2008, il s'intéresse à l'étude de l'inactivation des bactéries coliformes par la photocatalyse hétérogène TiO_2 . Il est généralement admis que l'inactivation des micro-organismes par la photocatalyse TiO_2 est principalement due aux radicaux oxydants (principalement $\text{OH}\cdot$) produits par l'irradiation de TiO_2 . Il a utilisé le photocatalyseur TiO_2 P25 Degussa en suspension sous irradiation UV pour l'inactivation de 10^3 cellules / ml, il rapporte que la photocatalyse a été efficace dans l'inactivation des coliformes bactéries (> 91% des bactéries inactivées après 60 minutes d'irradiation, en fonction à la fois de la charge du catalyseur et de la densité initiale des bactéries coliformes détectées par mEndo) dans de

l'eau à forte concentration en matière organique et la densité bactérienne, bien qu'aucune élimination totale n'ait été observée après 60 minutes d'irradiation, il a montré que l'inactivation des bactéries devrait augmenter à mesure que la charge du photocatalyseur augmente, car une plus grande quantité de sites d'adsorption est disponible et la formation d'espèces de radicaux augmente également. Afin d'évaluer l'effet de la charge du photocatalyseur, un ensemble d'expériences de photocatalyse a été effectué sur le même échantillon d'eau en utilisant 0,5, 0,75, 1,0, 1,5 et 2,0 g de TiO_2 / L en 10 minutes d'irradiation. L'efficacité d'inactivation a augmenté à mesure que la charge du photocatalyseur augmentait (Lugui, 2008).

Ainsi la densité initiale totale des coliformes a également affecté l'efficacité de la désinfection du processus photocatalytique. Il montre l'effet de TiO_2 en se basant sur deux échantillons différents en termes de densité initiale totale des coliformes. Pour l'échantillon de plus faible densité (33 000 CFU / 100 ml), l'élimination totale des coliformes était plus élevée. De l'autre côté, l'élimination totale des coliformes pour l'échantillon de densité initiale plus élevée (78 000 CFU / 100 ml) était significativement plus faible, donc l'efficacité de désinfection est plus élevée pour les échantillons à plus faible densité. L'efficacité de la désinfection dans l'inactivation des bactéries dépend de plusieurs facteurs (type et dosage du désinfectant, espèce et densité des bactéries, temps de contact entre les bactéries et le désinfectant, pH, température) (Lugui, 2008).

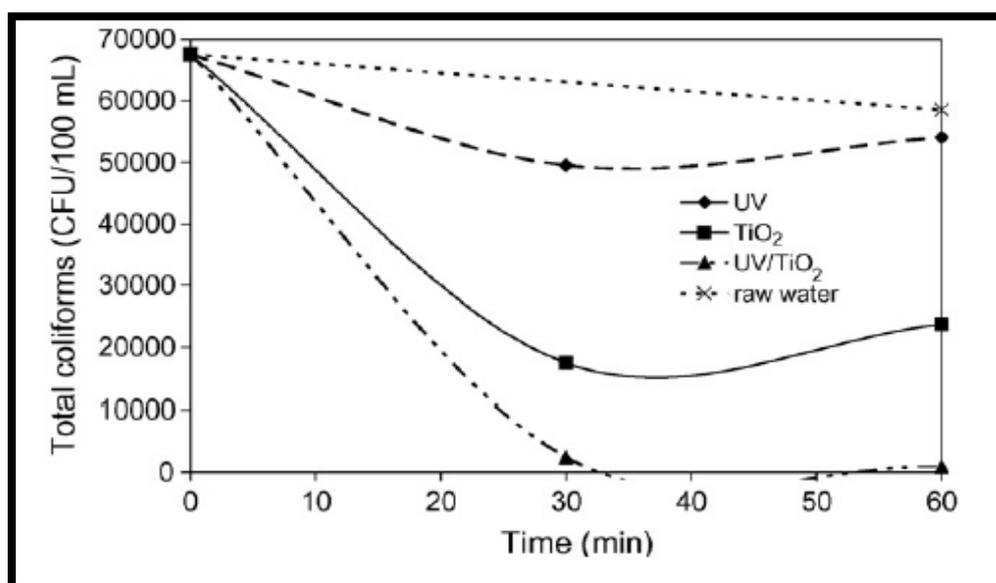


Figure 18: Comportement de la densité coliforme totale dans différentes conditions expérimentales: (i) sans aucun traitement (eau brute), (ii) photolyse (UV), (iii) adsorption par 1,0g TiO_2 / L (TiO_2), et (iv) photocatalyse avec 1,0 g de TiO_2 / L (UV / TiO_2) (Lugui, 2008).

Achouri et al en 2019, ont fait une étude comparative de la réponse des bactéries Gram-négatives à l'inactivation photocatalytique solaire, ils ont utilisé Degussa P-25 TiO₂ de la poudre commerciale (Degussa, Allemagne) comme photocatalyseur et les bactéries (*E. Coli* ATCC 25922, *Pseudomonas Aeruginosa* ATCC 4114, et *Salmonella Typhi* ATCC 560) pour toutes les expériences (**Achouri et al., 2019**).

Dans la première expérience ils ont utilisé le TiO₂-p25 degussa en poudre immobilisée sous irradiation UV pendant 60 min pour l'inactivation de 1L de suspensions bactériennes (10⁶ UFC/ml) et un test de contrôle a été réalisé avec TiO₂-P25 dans un état sombre. Cette expérience photocatalytiques avec ou sans lumière UV ont été réalisées dans des conditions naturelles avec un pH = 7 et une température du jour autour de 25°C (**Achouri et al., 2019**).

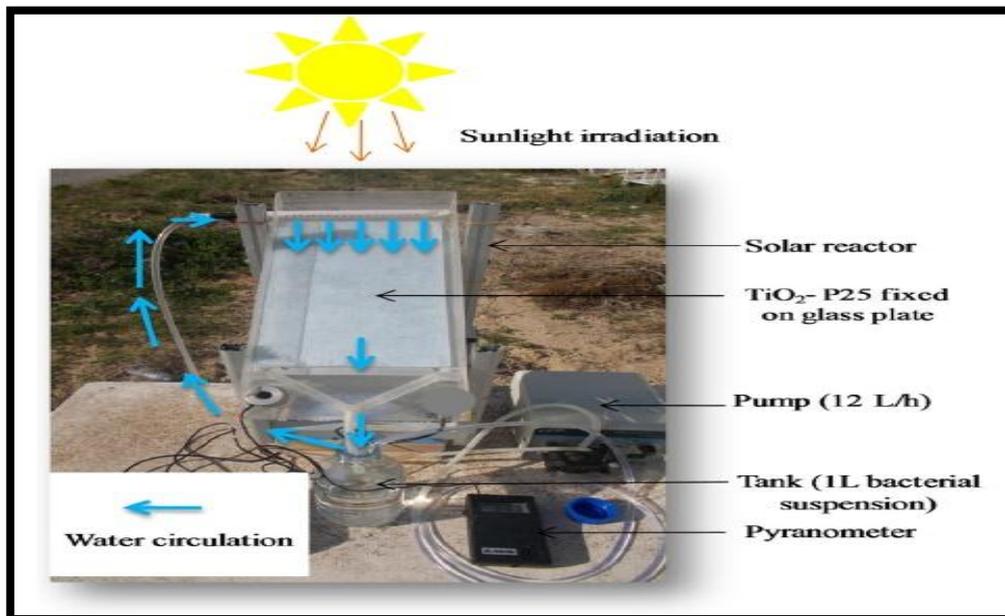


Figure 19: Réacteur photocatalytique solaire avec TiO₂ immobilisé (**Achouri et al., 2019**).

D'après cette expérience, ils ont montrés que le taux bactéricide a été amélioré lorsqu'ils ont combinés l'effet du TiO₂- P25 avec UV solaire (supérieure à 5 log₁₀.) et a été augmenté en augmentant le temps d'irradiation et que Le P25 induit une faible inactivation bactérienne dans l'obscurité (0,7 à 1 unité log).

L'activité photo-biologique antimicrobienne du TiO₂ sur les cellules bactériennes utilisant le rayonnement UV solaire a été attribuée à la génération d'espèces de radicaux libres qui vont inactiver les cellules bactériennes par dommages de la membrane cellulaire et photooxydation de la coenzyme qui conduisent à la mort cellulaire (**Achouri et al., 2019**).

Ils ont montré aussi que dans les souches étudiées, le temps nécessaire à l'inactivation bactérienne par photocatalyse dépend du type de microorganisme. En effet, le temps nécessaire à l'inactivation de près de 99,99% des bactéries cultivables bactériennes ont été estimées à 30 min d'irradiation pour l'indicateur de contamination biologique des bactéries, *E. Coli*, environ 40 min pour les bactéries pathogènes, *S. Typhi*, et 45 min de temps d'exposition pour les bactéries nosocomiales, *P. Aeruginosa*.

Ainsi, sur la base d'une inactivation photocatalytique, *P. Aeruginosa* était la souche la plus résistante ou la plus tolérante aux activités photocatalytiques. Cette différence de comportement ou de réponse bactérienne était probablement due à une différence interspécifique concernant la stratégie de croissance cellulaire, la réponse au stress environnemental, l'activité métabolique, la régulation génétique et la flexibilité (Achouri *et al.*, 2019).

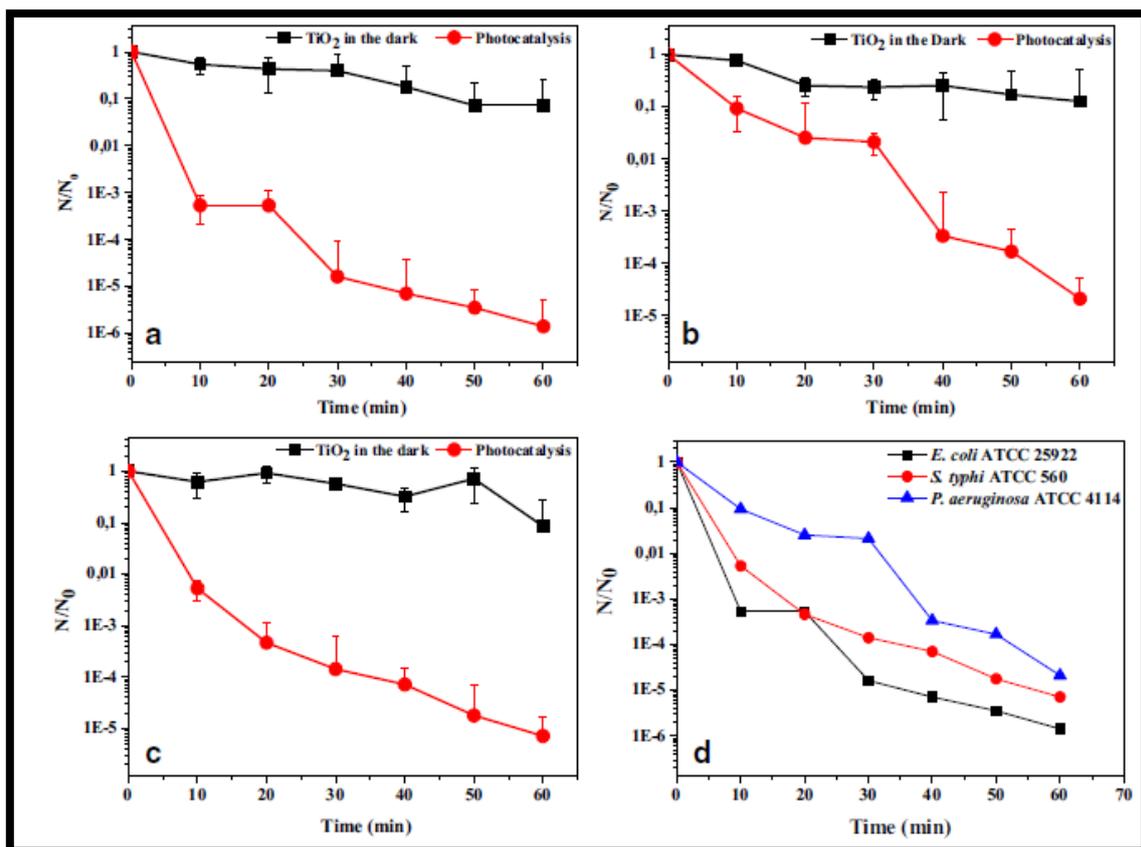


Figure 20: Surveillance de la cultivabilité bactérienne au contact du TiO_2 - P25 immobilisé dans l'obscurité et avec irradiation solaire UV / TiO_2 - P25 Conditions, a une *E. Coli* ATCC25922, b *P. Aeruginosa* ATCC4114, c *S. Typhi* ATCC560, et récomparaison de l'effet photocatalytique sur les trois souches (Achouri *et al.*, 2019).

D'après Ahmadreza *et al* en 2019. L'inactivation des coliformes fécaux lors de la désinfection solaire et photocatalytique par des nanoparticules d'oxyde de zinc (ZnO) dans des concentrateurs paraboliques composés (CPC) a été étudiée. Des échantillons d'eau de 0, 50 et 100 unités de turbidité néphélométrique (NTU) enrichies de coliformes fécaux (107 CFU / ml) ont été exposées au soleil naturel pendant 4 h dans des tubes en verre de quartz équipés de réacteurs de concentrateurs paraboliques composés CPC_S à deux formes CPC1 (avec oxyde de zinc nanoparticule) et CPC2 (sans oxyde de zinc nanoparticule). Par temps clair, les temps d'inactivation complète (réduction de plus de 7 log dans la population bactérienne) dans les systèmes avec CPC1 et CPC2 étaient de 15 et 30 minutes, respectivement. Une augmentation du temps d'exposition solaire était nécessaire pour obtenir une inactivation bactérienne dans le système avec le CPC2 qui est presque le double de CPC1. Cependant, l'inactivation des organismes bactériens a été observée à des températures supérieures à 45°C. En effet, Lorsqu'un semi-conducteur était irradié avec un éclairage au-dessus de la bande interdite, l'énergie de rayonnement était absorbée et les électrons étaient favorisées car la BV vers la BC augmentait la formation de paires électron-trou. Si les porteurs de charge atteignent l'interface semi-conducteur/eau, ils peuvent participer à des réactions redox. Il semble que la photocatalyse au ZnO a suscité un grand intérêt en raison de son rendement élevé pour la génération d'OH• (**Ahmadreza *et al.*, 2019**).

L'inactivation des coliformes fécaux par la lumière UVA est accélérée par la formation des ROS, comme les radicaux OH. En plus d'autres assistances ont signalé d'autres oxydants responsables de l'inactivation tels que H₂O₂, O•. Ces oxydants peuvent causer des dommages mortels aux micro-organismes en perturbant la membrane cellulaire et en attaquant l'ADN et l'ARN. D'autres modes d'action du ZnO ont été proposés, notamment une lésion du système de transport d'oxygène dans les cellules et une augmentation de la perméabilité ionique dans la membrane cellulaire. Enfin, on déduit que l'utilisation de CPC1 avec la production de radicaux hydroxyles (OH•) a considérablement amélioré l'efficacité de l'ancienne technique CPC_S. Dans l'ensemble, cette technologie s'est avérée être une bonne méthode de valorisation pour inactiver les microorganismes et représente une bonne technique alternative au traitement de l'eau potable (**Ahmadreza *et al.*, 2019**).

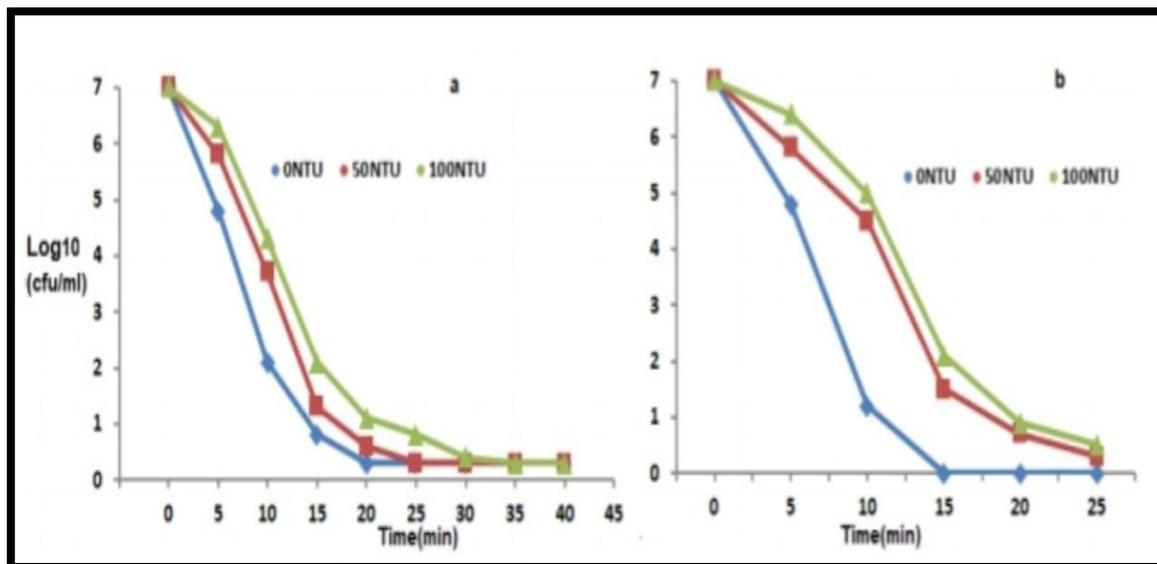


Figure 21: Représentations graphiques des valeurs des radiations solaires UV (a) et solaires (b) enregistrées lors des études de désinfection solaire réalisées sur les CPC des réacteurs (Ahmadreza *et al.*, 2019).

En 2020, Faissal Aziz *et al.*, ont étudié la désinfection de l'eau avec fibre nanocomposite (CNF) à base de matériau naturel (polyacrylonitrile (PAN)) / goethite sous irradiation à la lumière visible. L'activité photocatalytique a été évaluée pour la dégradation du colorant BM et l'inactivation bactérienne, comme modèles de contaminants. (Nous avons étudié l'inactivation bactérienne seulement). Dans cette ligne, deux types de bactéries ont été utilisées comme modèles, *E. Coli* (ATCC 8739) et *Clostridium. Perfringens* (NCTC 8239) en tant qu'indicateur bactérien conventionnel et, une bactérie anaérobie résistante à la réduction des sulfites, aussi sont des bactéries Gram-négatives et Gram-positives non pathogènes respectivement. Les cultures mères de *E. Coli* (4,5 unités log UFC / 100 ml) et *Clostridium. Perfringens* (3,5 unités log UFC / 100 ml) ont été conservées à 4°C. Dans cette étude, ils ont proposé l'élaboration d'une membrane photo-active à base naturelle par le processus d'électro-filage permettant l'incorporation de nanoparticules de goethite riches en fer (Fe), avec une moyenne d'environ 58%, formant un nanocomposite. Cependant, L'oxyde de fer (Fe_2O_3) a l'avantage d'absorber la lumière visible (bord d'absorbance ~ 600 nm) inaccessible aux photocatalyseurs TiO_2 les plus étudiés. De plus Le nanocomposite a montré une efficacité élevée (> 90%) dans la désactivation d'*E. Coli* et de *Clostridium. Perfringens* en moins de 5 h sous irradiation à la lumière visible. En fait, la photoexcitation du PAN / goethite CNF pourrait éliminer environ 4,5 et 3,5 unités log d'*E. Coli* et *Clostridium. Perfringens*,

respectivement. En conséquence, L'irradiation du CNF excite sa teneur en goethite qui conduit à des réactions générant des radicaux libres d'oxygène tels que O^{\bullet} et OH^{\bullet} .

Les radicaux libres d'oxygène sont des agents oxydants très puissants qui sont non sélectifs et efficaces. L' OH^{\bullet} attaque l'ADN des organismes et d'autres composants intracellulaires, ce qui provoque l'inhibition et la mort des bactéries et améliore ainsi le processus de désinfection. La désactivation de l'organisme testé, est basée sur le fait que la goethite est un semi-conducteur avec une bande interdite de 2,0 à 2,3 eV, ce qui est typique de l'oxyde de fer alors la dégradation photocatalytique des bactéries en présence de FeOOH pourrait être expliquée par la formation de porteurs de charge photo-induits (paires électron-trou). Les radicaux hydroxyles sont des oxydants extrêmement forts, non sélectifs et très réactifs formés par la décomposition de molécules d'eau dans des trous à fort potentiel oxydant. Dans cette étude, L'efficacité de photodégradation peut être attribuée aux effets synergiques et multiples de tous les oxydes métalliques (Al_2O_3 et SiO_2) qui existent dans l'échantillon de goethite naturelle, ce qui affecte positivement l'activité photocatalytique. Dans l'ensemble, les résultats obtenus montrent que la goethite CNF a présenté une grande élimination des bactéries par rapport à plusieurs autres matériaux sous lumière visible. Mais le rôle le plus important était joué par le fer en raison de son abondance. De plus, la technologie développée présente de nombreux avantages tels que les ressources naturelles des matériaux utilisés, qui ont rendu le procédé peu coûteux. Ainsi, le système de traitement photocatalytique de l'eau (Faissal *et al.*, 2020).

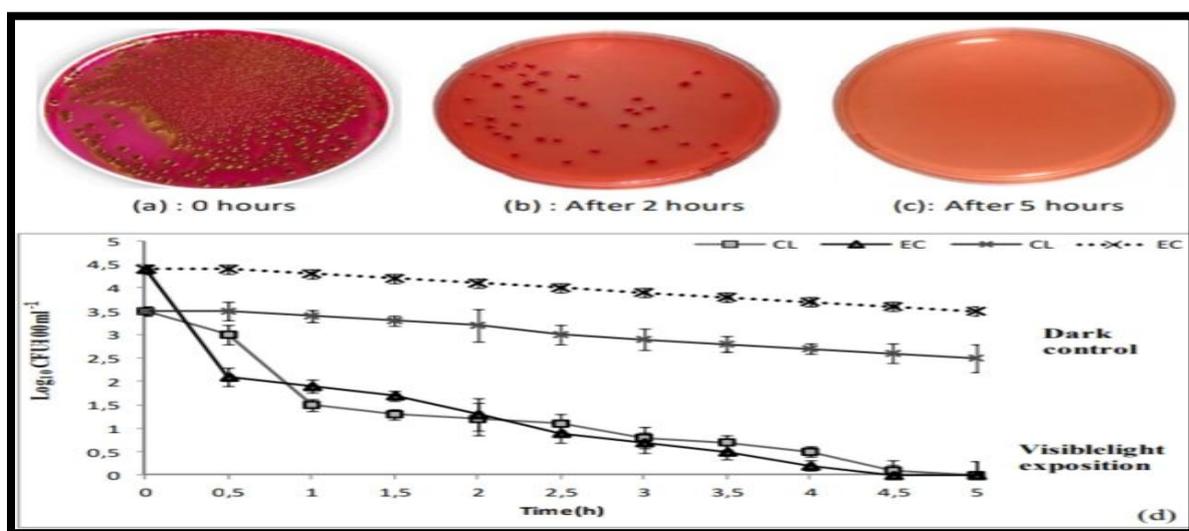


Figure 22: Images de colonies d'*E. Coli* sur un milieu de culture solide (a) avant irradiation et après (b) 2 h et (c) 5 h d'irradiation en présence de nanofibre PAN / goethite. (d) Evolution de

L'inactivation bactérienne par la CNF naturelle sous traitement continu (colonne) sous irradiation en lumière visible et dans l'obscurité (témoin). (Cl: *Clostridium. Perfringens*; CE: *E. Coli*) (Faissal *et al.*, 2020).

D'après Yawei Rena *et al* en 2020, une étude récente rapportée sur TiO₂ co-dopé Ce et Er pour une destruction rapide des bactéries grâce à la lumière visible, beaucoup d'efforts ont été faits pour modifier les nanoparticules de TiO₂ afin d'élargir l'absorbance de la lumière, y compris le dopage des éléments, le dépôt de métaux nobles, la construction d'hétérojonction, etc. Par conséquent, cette étude prévoit quelles nanoparticules de TiO₂ avec des teneurs de différents dopants de Ce et Er ont été synthétisés en utilisant un procédé sol-gel. De plus, la performance antimicrobienne des photocatalyseurs a été évaluée à l'aide de *Staphylococcus. Aureus* et d'*E. Coli*. Sur cette base, la nanoparticule avec une concentration de 5000 ppm a été mélangée avec une solution bactérienne qui a été diluée à 1 x 10⁷ UFC/ml. Les activités antibactériennes *in vitro* d'*E. Coli* et *Staphylococcus. Aureus* vu que les colonies bactériennes sur TiO₂ sont légèrement inférieures à celles du groupe témoin après une irradiation en lumière visible de 20 min, et les colonies bactériennes sur TiO₂ dopées diminuent massivement. Les résultats ont révélé que les deux types d'ions peuvent entraver la recombinaison des électrons et des trous, ce qui peut améliorer efficacement les propriétés photocatalytiques. En effet, Le dosage optimal d'Er et de Ce peut atteindre respectivement 0,5% et 0,2% en mole, ce qui peut conférer au TiO₂ dopé calciné à 800°C une efficacité antibactérienne plus élevée de 91,23% et 92,8% contre *Staphylococcus. Aureus* et *E. Coli*, respectivement sous l'irradiation de la lumière visible. De plus, les résultats des activités antibactériennes concordent principalement avec les résultats photocatalytiques. C'est-à-dire que la meilleure performance photocatalytique signifie plus grâce aux ROS telles que O₂^{•-}, OH[•], 1O₂ et H₂O₂, générés offrant ainsi une meilleure propriété antibactérienne. Evidemment, la performance antibactérienne en l'absence d'irradiation provient des ions Ce basés sur la réaction avec les parois cellulaires et l'interférence avec la respiration cellulaire bactérienne. Après la modification du dopage par Ce, l'écart énergétique du TiO₂ est diminué, ce qui signifie qu'il peut récolter non seulement les UV purs mais aussi la lumière visible et générer plus de ROS lorsqu'il est exposé à la lumière solaire. Pendant ce temps, l'ajout d'Er peut transformer la région proche infrarouge en plage visible, qui est plus facile à absorber par le TiO₂ synthétisé améliorant ainsi l'efficacité de l'activité photocatalytique. En conclusion, les nanoparticules de TiO₂ dopés à deux éléments ont été synthétisés en utilisant la méthode sol-gel, qui a montré des performances photo-catalytiques en lumière visible supérieures à

celles non traitées. L'Er dopé peut convertir le rayonnement proche infrarouge du spectre solaire en région visible, améliorant l'absorption de la lumière visible des nanoparticules de TiO_2 synthétisés tandis que l'ajout de Ce peut élargir les spectres d'absorption des nanoparticules de TiO_2 et réduire leur écart énergétique (Yawei *et al.*, 2020).

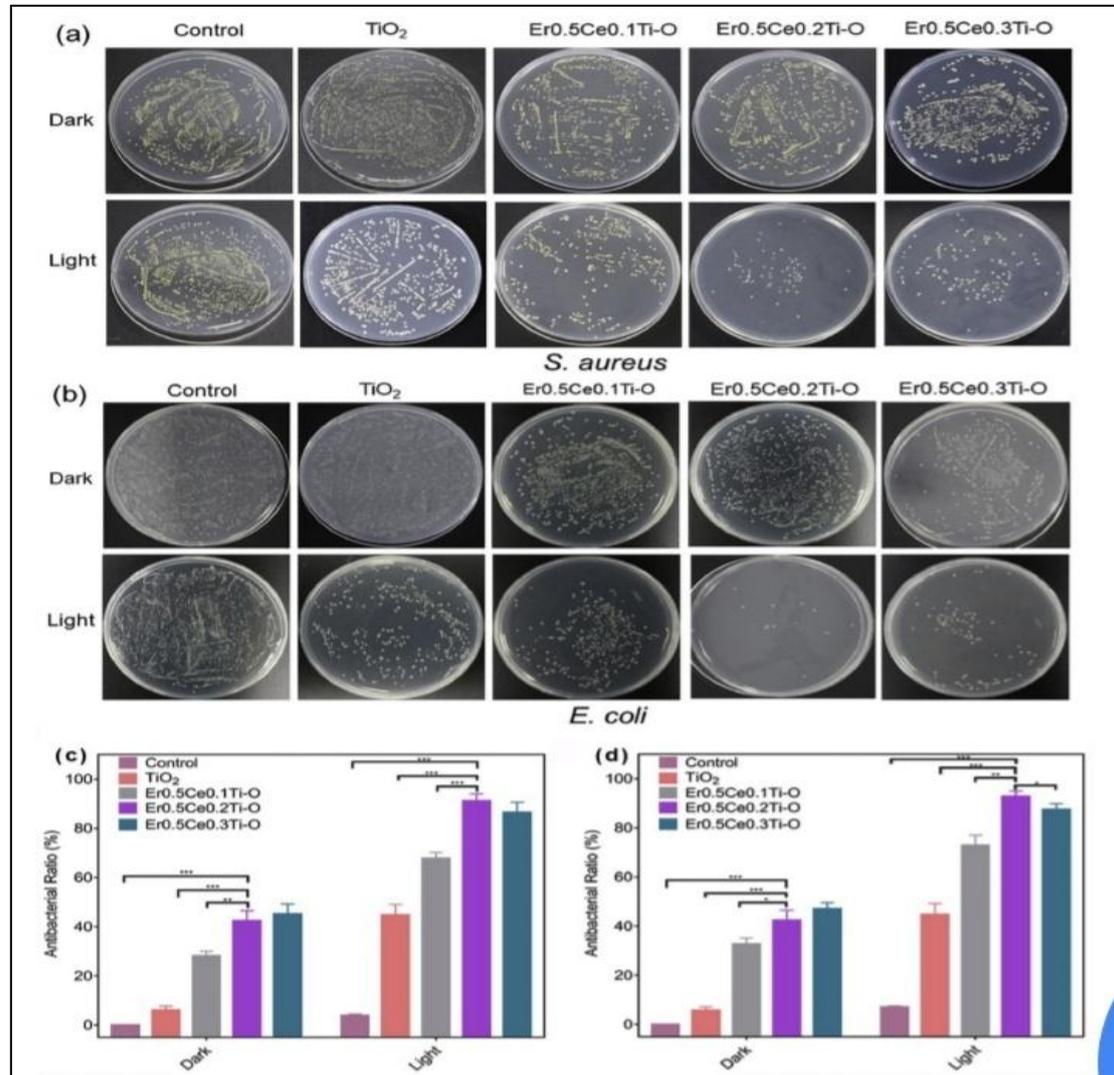


Figure 23: Les unités de colonies viables formées de *Staphylococcus. Aureus* (a) et *E. Coli* (b) après avoir été traitées avec des échantillons dans l'obscurité pendant 20 min ou sous la lumière solaire simulée pendant 20 min et les capacités correspondantes des échantillons à tuer *Staphylococcus. Aureus*(c) et *E. Coli* (d). L'expérience a été réalisée en triple et indépendamment ($n = 3$, moyenne \pm ET) (Yawei *et al.*, 2020).

Plusieurs photocatalyseurs donc ont été utilisés à fin de désinfecter l'eau contaminée par les bactéries.

- De nombreux auteurs considèrent le TiO_2 matériau le plus efficace pour la photodégradation catalytique en raison de son faible coût, de son efficacité élevée et de sa photostabilité à long terme.
- La plupart des rapports sur le traitement photocatalytique des sources d'eau ont utilisé du TiO_2 en suspension. Cependant, la difficulté de séparation et de réutilisation des nanostructures TiO_2 de l'eau traitée limite souvent son application réelle. De nombreuses solutions d'ingénierie des matériaux ont été étudiées afin de résoudre ce problème. L'une des solutions les plus importantes est l'immobilisation du TiO_2 nanoparticules sur un support inerte pour conserver ses effets quantiques sous la forme d'un film mince, tout en permettant une séparation aisée de l'eau traitée.
- D'après ces études la mise en contact du TiO_2 avec les bactéries est donc une condition nécessaire mais non suffisante puisque le semi-conducteur doit être activé par un rayonnement UV. Le photocatalyseur TiO_2 est efficace sous irradiations et dans des conditions de température, de pH et de concentration de catalyseurs et de densité initiale des bactéries.
- Ces nanoparticules TiO_2 interagissent avec les cellules microbiennes à travers différents mécanismes, donc l'efficacité dépend le type de bactérie (la réponse bactérienne due à la stratégie de croissance cellulaire, la réponse au stress environnemental, l'activité métabolique, la régulation génétique et la flexibilité).
- Des matériaux pouvant travailler dans le visible sont plus souhaitables en termes d'utilisation de la lumière naturelle. En effet, seulement 5 % de la lumière solaire est utilisée dans le cas TiO_2 . Pour cette raison, le dopage de TiO_2 a été étudié pour déplacer son gap dans le visible.

L'ensemble de ces résultats, montre que la photocatalyse hétérogène est une technique efficace pour la dégradation et l'inactivation des bactéries présentes dans les eaux.

Conclusion



Conclusion

Le but de notre étude est la désinfection de l'eau contaminée par certaines souches bactériennes. Dans ce cadre, les méthodes conventionnelles du traitement des eaux généralement employées, se sont avérées efficaces pour des pollutions bien maîtrisées. En général, sont souvent classés comme traitements préliminaires. L'incapacité des procédés biologiques conventionnels à éliminer efficacement les polluants est la preuve que de nouveaux systèmes efficaces de traitement sont nécessaires. Par ailleurs, ces techniques conventionnelles sont actuellement limitées car elles se révèlent peu efficaces.

Face à cette situation préoccupante, la communauté scientifique se mobilise et travaille sur la mise en œuvre de procédés innovants afin de traiter ces polluants. Parmi les progrès les plus récents dans le traitement de l'eau, les POA apportent une solution efficace. Les résultats obtenus montrent l'efficacité de la photocatalyse hétérogène qui est une technique d'épuration dont les capacités bactéricides sont évoquées depuis quelques années classiquement envisagées par la communauté scientifique, se révèlent de bonnes techniques pour résoudre cette problématique.

Par conséquent, la photocatalyse est une technologie prometteuse pour la désinfection et la décontamination des eaux utilisant de l'énergie solaire ; une source d'énergie inépuisable, ainsi que des substances non toxiques (photocatalyseurs), ce qui assure la production des ROS qui sont le point clé de l'inactivation bactérienne par l'interaction avec les cellules microbiennes à travers différents mécanismes, et ce qui rend de ce procédé une alternative durable et écologique aux agents de désinfection traditionnels. La photocatalyse hétérogène. Ce procédé d'oxydation avancée est essentiellement envisagé comme procédé tertiaire en complément de la filière de traitement classique.

Plusieurs semi-conducteurs ont été testés. Le TiO_2 est le matériau le plus fréquemment utilisé en raison de son faible coût, sa stabilité, et sa non toxicité.

Pour finir, ce travail a permis d'engager une nouvelle thématique de recherche, et d'enrichir la connaissance sur l'action bactéricide de la photocatalyse.

*Références
bibliographiques*



Références bibliographiques

(A)

ABOUZLAM, M. *Optimisation d'un procédé de traitement des eaux par ozonation catalytique.* Sciences et Ingénierie pour l'Information, Mathématiques, Université de Poitiers, LIAS Co-encadrant : Régis OUVRARD Université de Poitiers, LIAS, 2014,167p

ACHOURI, F. Détoxification des eaux usées urbaines par photocatalyse solaire. Université de Lorraine: Français, 2016, 258p.

ACHOURI, F et al. Comparative study of Gram-negative bacteria response to solar photocatalytic inactivation. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, p.18961–18970.

ACRA, A et al. Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions: guidelines for household application in developing countries, *Amman: UNICEF*,1984, p.1-46.

ADOUR, G, Pollution par les nitrates et le phosphore. In: *Agence de l'eau.* [En ligne]. (2013).<http://www.eau-adour-garonne.fr/fr/eau-et-activiteconomiques/agriculture/lerisques-de-pollution-lies-a-l-agriculture/pollution-par-les-nitrates-et-le-phosphore.html>.

ADUAYI, A et al. Evaluation de la pollution par les métaux lourds des sols et de la variété locale du maïs Zeamays dans la zone de traitement des phosphates de Kpémé (Sud du Togo). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 2014, vol. 8, no 5, p. 2347-2355.

AHMADREZA, Y et al. Inactivation of Fecal coliforms during solar and photocatalytic disinfection by zinc oxide (ZnO) nanoparticles in compound parabolic concentrators (CPCs). *Iranian Journal of Catalysis*, 2019.vol.9 (4), p.339-346.

ALBERT, H. Les classifications bactériennes. (juillet 2013) [Figure] **In:** *Les bactéries: découverte et classification.*

ANAÏS, P. Action du chlore dans l'eau. (2020).[Photo] **In:***Méthodologie Chloration directe des points d'eau.*

ANDERSSON, S et al. On the description of complex inorganic crystal structures. *Nature*, 1966, vol. 211, p. 581-591.

ASANO, T et al. *Water reuse. Issues, technologies, and applications*, 1st Edition. NewYork: McGraw-Hill, 2007,1570p.

AUGUGLIARO, V et al. Overview on oxidation mechanisms of organic compounds by TiO₂ in heterogeneous photocatalysis. *J. Photochem .Photobiol C*, 2012, vol. 13, p.224-245.

(B)

BACSA, R et al. Effect of rutile phase on the photocatalytic properties of nanocrystalline titania during the degradation of p-coumaric acid. *Appl. Catal. B*, 1998, vol.16, p.19-29.

BAUMONT, S. *Réutilisation des eaux usées épurées : risques et faisabilité en Ile de France.* Rapport de stage, Toulouse: ENSAT, 2004.

BEVERIDGE, J et al. Surface layers of bacteria. *Microbiol. Rev.* 1991, vol. 55, p. 684-705.

BICKLEY, R et al. Structural investigation of titanium dioxide Photocatalysts. *J. Solid State Chem*, 1991, vol.92, p.178-190.

BOND, T et al. Treatment of disinfection by-product precursors. *Environmental technology*, 2011, vol. 32(1-2) p.1-25.

BOUASLA, N. *Traitements des eaux contaminées par E.Coli. Utilisation des films nanostructurés de ZnO et de l'eau oxygénée.* Chimie-physique des matériaux. Université: BADJI MOKHTAR-Annaba, 2018,132P.

BOUHSINE, E. *Evaluation et étude des paramètres physico-chimiques de la pollution générée par les unités industrielles dans la région de Fès.* Faculté Des Lettres et des Sciences Humaines, Département de Géographie. Université Sidi Mohamed Ben Abdallah, 2002,116 p.

BOUSKRAOUI, M et al. Structure de la paroi bactérienne des bactéries Gram positif et Gram négatif. (2017) [figure] **In** : *Guide pratiques des bactéries pathogènes.*

BOUTRA, B. *Contribution de la photocatalyse hétérogène à l'élimination de polluants en milieux aqueux.*Génie des procédés, université des sciences et de la technologie: Houari Boumediene, 2019,142p.

BOUZIANI, M. L'eau de la pénurie aux maladies. Edition ibn khaldoun: Tlemcen, 2000. 247p.

BRAVO, A et al. Some aspects of the photocatalytic oxidation of ammonium ion by titanium dioxide. *J.Chem. Res*, 1993, vol. 9, p.376-377.

(C)

CAMPER, K et al. Growth kinetics of coliformes bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems.*Journal of Applied Microbiology*, 1991, vol.57, p.2233-2239.

CAREY, J et al. Photodechlorination of PCB's in the Presence of Titanium Dioxide in Aqueous Suspensions. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 1976, vol. 16(6), p.691-701.

CARP, O et al. Photoinduced reactivity of titanium dioxide. *Progress in Solid State Chemistry*, 2004, vol.32, p.33–177.

CHEN, J et al. Photocatalytic Cementitious Materials: Influence of the Microstructure of Cement Paste on Photocatalytic Pollution Degradation. *Environmental Science & Technology*, 2009, vol .43, p. 8948-8952.

CHEN, J et al. Groundwater Nitrate Contamination and Associated Health Risk for the Rural Communities in an Agricultural Area of Ningxia, Northwest China. *Exposure and Health*, 2016, vol.8, p.349-359.

CHERGUI, S et al. Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications. *Revue des Energies Renouvelables ICRES*, 2007, vol.107, p. 163 – 170.

COSTE, C et al. L'assainissement en milieu urbain ou rural : l'épuration et les traitements. Tome 2. 2^{ème}ed. Le Moniteur : Paris, 1987, 272p.

CPEPESC. Les différents paramètres physiques et chimiques des eaux. [En ligne]. (2014). <http://www.cpepesc.org/Les-principaux-parametres.html>

CROMER, D et al. The Structures of Anatase and Rutile. *Journal of the American Chemical Society*, 1955, vol.77, p.4708-4709.

(D)

DIEBOLD, U. The surface science of titanium dioxide. *Surf. Sci. Rep.*, 2003, vol.48, p.53-229.

DUCLUZEAU, R et al. Microbial ecology of the digestive system. *Agressologie: revue internationale de physio-biologie et de pharmacologie appliquées aux effets de l'agression*, 1985, vol.26, p.161-163.

(E)

ELSELLAMI, L et al. Kinetic of adsorption and of photocatalytic degradation of phenylalanine effect of pH and light intensity. *Appl. Catal. A*, 2010, vol. 380, p. 142-148.

ESTRELA, C et al. Mechanism of action of sodium hypochlorite. *Brazilian dental journal*. 2002, vol.13, p.113-117.

EUZÉBY, P. Dictionnaire de Bactériologie Vétérinaire , 2011.

EVANS, P et al. Photoactive and bacterial TiO₂ thin films on stainless steel. *Surface and Coatings Technology*, 2007, vol. 201,p. 9319-9324.

(F)

FABY J, A. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Document technique, FNDAE*, 1997, vol.11, 80p.

FAISSAL, A et al. Nanocomposite Fiber Based on Natural Material for Water Disinfection under Visible Light Irradiation. *Nanomaterials*, 2020, vol.10, p.1-16.

FARMER J. J et al. Enterobacteriaceae: Introduction and identification. *Manual of Clinical microbiology*, Washington, DC, USA: ASM press. 9th ed: 649-669, 2007.

FAURE, M. *Purification de l'air ambiant par l'action bactéricide de la photocatalyse*. Génie des procédés et des Produits : Ecole doctorale RP2E Ressources Procédés Produits et Environnement, 2010,197p.

FOSTER, HA et al. photocatalytic disinfection using titanium dioxide: spectrum and mechanism of antimicrobial activity. *Appl microbial biotechnol*, 2011, vol.90, p. 1847-1868.

FRANK, SN et al. Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Cyanide Ion in Aqueous Solutions at TiO₂ Powder. *J Am Chem Soc*, 1977, vol.99 (1), p. 303-304.

FUJISHIMA, A et al. Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode. *Nature*, 1972, vol. 238 (5358), p.37-38.

(G)

GAËLLE, C. *Compréhension des mécanismes lors de la photocatalyse appliquée à la dégradation des microorganismes : application au traitement de l'air et aux textiles auto-décontaminants*. Chimie. Institut de Chimie et Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé : UMR7515, CNRS, STRASBOURG, 2013, 286p.

GAIRAA, K et al. Solar Energy Potential Assessment in the Algerian south Area:case of Ghardaia Region . *Journal of RenewableEnergy*, 2013, vol.2013,p.1 -11.

GANTZER, C et al. Indicateurs de contamination virale du milieu hydrique: mythe ou réalité, *Virologie*, 1998, vol.2, P. 117-120.

GOOSEN, N et al. Repair of UV damage in bacteria. *DNA repair*, 2008, vol. 7, p.353-379.

GUILLARD, C et al. Influence of chemical structure of dyes, of pH and of inorganic salts on their photocatalytic degradation by TiO₂ comparison of the efficiency of powder and supported TiO₂. *J. Photochem. Photobiol. A*, 2003, vol. 158, p. 27-36.

GUILLARD, CH et al. La photocatalyse : dépollution de l'eau ou de l'air et matériaux autonettoyants.**In:TECHNIQUES DE L'INGENIEUR**, 2011.

GUILLUAME, V. *Procédé d'élimination de la pollution de l'air par traitement photocatalytique: application aux COVs* Guillaume Vincent. Génie des procédés. Sciences de

l'ingénieur: Ecole Doctorale RP2E: Ressources, Procédés, Produits, Environnement, 2008,315p.

(H)

HAGERTY et al. Different crystal structures of titanium dioxide (anatase, rutile, brookite). (2017). [Figure] **In:** *Licensed under CC BY 4.0*.

HERRMANN, M et al. Heterogeneous photocatalysis: an emerging technology for water treatment. *Catal. Today*, 1993, vol. 17, p. 7-20.

HILALI, S. *Application de la photocatalyse pour la dégradation des polluants chimiques et bactériologiques dans l'eau en utilisant des catalyseurs irradiés par des photons de lumière naturelle ou artificielle (UVA/UVB)*. Thèse de doctorat d'université : Université de Lyon, Lyon, 2012, 220 p.

HUANG, Z et al. Bactericidal mode of titanium dioxide photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2000, vol. 130, p.163-170.

(I)

IBANEZ, A et al. Photocatalytic bactericidal effect of TiO₂ on *Enterobacter cloacae* comparative study with other Gram (-) bacteria. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2003, vol.157, p.81-85.

(J)

JANICE, H. Image libre: balayage, micrographie électronique, gramme, négatif, *Escherichia Coli*, bactéries. (23 mars 2020) [Image] **In:** *PIXNIO Science*

JEAN-MARIE, H. Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants, *Catalysis Today* 53, 1999, vol. 53, p.115–129.

JE-WEN, L et al. Bactericidal Effects and Mechanisms of Visible Light-Responsive Titanium Dioxide Photocatalysts on Pathogenic Bacteria. *Archivum Immunologiae et Therapiae Experimentalis*, 2012, vol.60, p.267–275.

(K)

KAPER J.B et al. Pathogenic *Escherichia coli*. *Nat. Rev. Microbiol.* 2004, vol. 2, p.123–140.

KEDDALL, H et al. Impacts de l'intensification agricole sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. *Revue THE*, 2008, N°138,17p.

KORMANN, C et al. Photocatalysis of chloroform and other organic molecules in aqueous TiO₂ suspensions. *Environ. Sci. technol.*, 1991, vol.25, p. 494-500.

KOSEK, M et al. The global burden of diarrhoeal disease, as estimated from studies published between 1992 and 2000. *Bull. World Health Organ*, 2003, vol. 81, p. 197–204.

KU, Y et al. Decomposition of 2-chlorophenol in aqueous solution by UV irradiation

(L)

LECLERC, H. Y-t-il des infection bactériennes opportunistes transmises par les eaux d'alimentation?. *Journal Européen d'hydrologie*, 2003, vol. 34, p.11à 44.

LEGRINI, O et al. Photochemical processes for water treatment. *Chem.Rev*, 1993, vol.93, p.671-698.

LI, G et al. The solid–solid interface: Explaining the high and unique photocatalytic reactivity of TiO₂-based nanocomposite materials. *Chemical physics*, 2007, vol. 337, p.173-187.

LINSEBIGLER, L et al. Photocatalysis on TiO₂ Surfaces: Principles, Mechanisms, and Selected Results. *Chem. Rev*, 1995, vol. 95, p. 735-758.

LU, S et al. Photocatalytic decomposition on nano-TiO₂: destruction of chloroaromatic compounds. *Chemosphere*, 2011, vol.82, p.1215-1224.

LUIGI, R. Inactivation and injury of total coliform bacteria after primary disinfection of drinking water by TiO₂ photo catalysis. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, vol.165, P.48-51.

(M)

MAJDI, K. *Inactivation bactérienne par photocatalyse hétérogène : application à Escherichia Coli.* Génie des procédés. Université de Perpignan: Français, 2015,193p.

MALATO, S et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. *Catal.Today*, 2009, vol. 147, p. 1-59.

MALATO, S et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis :the pilot plants of the plataforma solar de Almeria .*Materials Science in Semiconductor Processing* , 2016, vol.42, P.15-23.

MAMANE, H et al. Inactivation of *E. coli*, *B. subtilis* spores, and MS2, T4, and T7 phage using UV/H₂O₂ advanced oxidation. *J. Hazard. Mater*, 2007, vol. 146, p.479-486.

MARIANA, R. Structure cellulaire d'une cellule bactérienne typique. (09/12/2019)[Schéma]
In: *futura santé. Description et étude des bactéries.*

MATER, N. *Evaluation de l'impact (éco) toxicologique de résidus médicamenteux présents dans les effluents hospitaliers, urbains et dans l'environnement à l'aide d'une batterie de*

bioessais et de biomarqueurs. Doctorat: École Doctorale Sciences Écologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries, Toulouse 154236330, 2014, 286 p.

MATSUNAGA, T et al. Photo electrochemical sterilization of microbial cells by semiconductor powders. *Microbiol. Lett*, 1985, vol.29, p. 211-214.

MEAGHER, E et al. Polyhedral thermal expansion in the TiO₂ polymorphs. *Can Mineral.* 1979, vol. 17, p. 77-85.

MIKAEL, H. Health effects of pollution. (17 avril 2009) [Image] **In:** *Wikipédia. Fichier: Health effects of pollution.svg.*

MIN, C et al. Different Inactivation Behaviors of MS-2 Phage and Escherichia coli in TiO₂ Photocatalytic Disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, vol.71, p. 270–275.

MONCAYO-LASSO, A et al. Bacterial inactivation and organic oxidation via immobilized photo-Fenton reagent on structured silica surfaces. *Appl. Catal. B*, 2008, vol. 84, p. 577-583.

MONCAYO-LASSO, A et al. Simultaneous *E. coli* inactivation and NOM degradation in river water via photo-Fenton process at natural pH in solar CPC reactor. A new way for enhancing solar disinfection of natural water. *Chemosphere*, 2009, vol. 77, p.296-300.

MUGGLI, D et al. Photocatalytic performance of sulfated TiO₂ and Degussa P-25 TiO₂ during oxidation of organics. *Appl. Catal. B*, 2001, vol.32, p.181-194.

MURADOV, Z et al. Selective photocatalytic degradation of air borne VOCs. *Sol. Energy*, 1996, vol.56, p.445- 453.

(N)

NGUYEN, C. *Conception et réalisation d'un pilote pour le traitement photocatalytique d'effluents gazeux pollués en composés organiques volatils, application à l'élimination du méthanol.* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, 2001.

NORZITA, N et al. Effects of pH on ethanol photocatalytic oxidation using TiO₂ and zeolite 13x as catalyst. *J. Tech*, 2005, vol. 43, p. 27-38.

(O)

OHTANI, B. Preparing articles on photocatalysis. Beyond the illusions, misconceptions, and speculation. *Chemistry letters*, 2008, vol. 37, p.217-229.

OHTANI, B et al. What is Degussa (Evonik) P25? Crystalline composition analysis, reconstruction from isolated pure particles and photocatalytic activity test. *Journal of Photochemistry and Photobiology A*, 2010, vol. 216, p.179-182.

OIE, Office international de l'eau. 1997.

OMS, 2012, « *Utilisation des eaux usées en agriculture* », OMS, 254p.

OMS, 2016. EAU-Aide mémoire N° 391. [En ligne] <http://> Payment, P., et P. Hartemann. 1998. Health effects associated with drinking water. *Revue des sciences de l'eau*, vol. 11, p. 199-199.

ONAL, I et al. Adsorption of water and ammonia on TiO₂-anatase cluster models. *Surface Science*, 2006, vol. 600, p. 2457-2469.

OUARYACHI, M. *Contribution au traitement et à la valorisation des déchets solides et liquides de tanneries et de dinanderie implantées à Fès*. Thèse d'état: Fac.Sc.Dhar el Mahraz Fès, 1999.

(P)

PAYMENT, P. Les contaminants de l'eau et leurs effets sur la santé. *Revue des sciences de l'eau*. 1998, vol. 11, p. 199-210.

(Q)

QADIR, M et al. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agr. Water. Manage*, 2010, vol. 97, p. 561–568

(R)

RICHARDSON, S et al. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation research*, 2007, vol. 636(1-3), p.178-242.

RINCON, A et al. Interaction between E. Coli inactivation and DBP-precursors-dihydroxybenzene isomers—in the photocatalytic process of drinking-water disinfection with TiO₂. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2001, vol.139, p.233-241.

RINCÒN, A et al. Photocatalytical inactivation of E. coli: effect of (continuous- intermittent) light intensity and of (suspended-fixed) TiO₂ concentration. *Appl. Catal.B*, 2003, vol. 44, p.263-284.

RINCÒN, G et al. Effect of pH, inorganic ions, organic matter and H₂O₂ E.coliK12 photocatalytic inactivation by TiO₂: Implications in solar waterdisinfection. *Appl. Catal. B: Environ*, 2004, vol. 51, p. 283-302.

RINCÒN, G et al. Comparative evaluation of Fe³⁺ and TiO₂ photoassisted processes in solar photocatalytic disinfection of water, *Appl. Catal. B*, 2006 ,vol. 63, p. 222-231.

ROBERTSON J. M, C. et al. A comparison of the effectiveness of TiO₂ photocatalysis and UVA photolysis for the destruction of three pathogenic microorganisms. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2005, vol.175, p.51-56.

RUSSO, T et al. Medical and economic impact of extraintestinal infections due to *Escherichia coli*: focus on an increasingly important endemic problem. *Microbes Infect. Inst. Pasteur*, 2003, vol. 5, p.449–456.

(S)

SADOU, D. *Application des techniques d'oxydation avancée pour la dépollution des effluents organiques dans les eaux de rejets industriels: cas des savonneries.* Chimie minérale. Mécanique des fluides, Energétique et Procédés. Français: Université de Grenoble, 2014,202p.

SARANTOPOUOS, C. *Photocatalyseurs à base de TiO₂ préparés par infiltration chimique en phase vapeur (CVI) sur supports microfibreux.* Science et Génie des Matériaux. Docteur de l'institut national polytechnique de Toulouse: Matériaux-Structure-Mécanique, 2007, 205p.

SCHINDLER, M et al. Charge-carrier dynamics in titania powders. *J. Phys. Chem*, 1990, vol. 94, p.8222-8226.

SCHWARTZBROD, J et al. Les agents biologiques d'intérêt sanitaire des boues d'épuration urbaines. Connaître pour agir, Guide des cahiers techniques – ADEME 183, 1999.

SIMMONS F, J et al. Release of infectious human enteric viruses by full-scale wastewater utilities. *Water Res*, 2011, vol. 45, p. 3590-3598.

SIMON, I et al. Evaluation de l'efficacité de l'oxydation avancée par photocatalyse hétérogène UV/TiO₂ sur un effluent industriel contaminé par des composés organiques non biodégradables (colorants). *Revue Scientifique des ISILF*, 2008, vol. 22, p. 2-16.

SMATI, M et al. Quantitative analysis of commensal *Escherichia coli* populations reveals host-specific enterotypes at the intra-species level. *MicrobiologyOpen*, 2015, vol. 4, p. 604-615.

SYLVIE, L et al. La photocatalyse pour l'élimination des polluants. *L'actualité chimique*, mai-juin 2007, vol. 308-309, p.79-93.

(V)

VAILLANTJ, R. *Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires.* Editions Eyrolles: paris, 1974, 412p. (Collection de BCE OM, N: HYD/015).

Virto, R et al. Membrane damage and microbial inactivation by chlorine in the absence and presence of a chlorine-demanding substrate. *Appl.Environ.Microbiol*, 2005, vol. 71(9), p. 5022-5028.

(W)

WALK, T et al. Genetic diversity and population structure of *Escherichia coli* isolated from freshwater beaches. *Environ. Microbio*, 2007, vol. 9, p. 2274-2288.

WEGELIN, M et al. Solar Water Disinfection: Scope of the Process and Analysis of Radiation Experiments. *J Water SRT –Aqua*, 1994, No. 4.

White, G. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*, 4em éd. New York, NY: John Wiley & Sons, 1999.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Water supply, sanitation and hygiene development [En ligne]. 2003. URL:http://www.who.int/water_sanitation_health/hygien/

WORLD HEALTH ORGANIZATION(WHO). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Grey water. *Waste water Use in Agriculture*, FAO-UNEP, 2006, vol. 2,215p.

(Y)

YAMAMOTO, A et al. Preparation of titania foams having an open cellular structure and their application to photocatalysis. *Journal of Catalysis*, 2004, vol. 226, p.462-465.

YAWEI, R et al. Ce and Er Co-doped TiO₂ for rapid bacteria- killing using visible light. *Bioactive Materials*, 2020, vol.5, p.201–209.

YUJ, C et al. Bactericidal and photocatalytic activities of TiO₂ thin films prepared by sol-gel and reverse micelle methods. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2002, vol.153, p.211- 219.

(Z)

ZALESKA, A. Doped-TiO₂: A Review. *Recent Patents on Engineering*, 2008, vol. 2, p.157-164.

ZAVISKA, F et al. Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Rev des sciences de l'eau*, 2009, vol. 22, p. 535-564.

ZHANG, Z et al. Role of particle size in nanocrystalline TiO₂-based photocatalysts. *J. Phys. Chem. B*, 1998,vol.102, p.10871-10878.

ZHU, X *et al.* Effects of pH and Catalyst Concentration on Photocatalytic Oxidation of Aqueous Ammonia and Nitrite in Titanium Dioxide Suspensions. *Environ.Sci.Tech*, 2005,vol.39, p.3784-3791.

Résumé

La dépollution de l'eau est un des enjeux majeurs du XXI ème siècle. Il existe des différents techniques de traitement; L'objectif de cette étude est la désinfection de l'eau contaminée par certaines souches bactériennes par l'utilisation d'une nouvelle technologie appelée « photocatalyse hétérogène ». C'est une combinaison d'un catalyseur semi-conducteur, le dioxyde de titane, TiO_2 avec une source de lumière ultraviolette qui est le soleil, l'utilisation des radiations solaires pour le traitement de la pollution chimique et microbienne dans l'eau serait un atout. La photocatalyse solaire s'impose progressivement comme une technologie alternative pour la dépollution de l'eau, elle s'inscrit dans une perspective de développement durable en utilisant le soleil comme source d'énergie renouvelable. Ce procédé est appliqué dans le cadre de ce travail à la minéralisation des solutions aqueuses contenant des bactéries.

Mots-clés: Photocatalyse, dioxyde de titane, semi-conducteur, dépollution, désinfection.

Abstract

Water decontamination is one of the major challenges of the 21 st century. There are different reprocessing techniques; the objective of this study is the disinfection of water contaminated by certain bacterial strains by the use of a new technology called « heterogeneous photocatalysis ». It is a combination of a semiconductor catalyst, titanium dioxide, TiO_2 with an ultraviolet light source which is the sun, the use of solar radiation for the treatment of chemical and microbial pollution in water would be an asset. Solar photocatalysis is gradually establishing itself as an alternative technology for water pollution control, it is part of a sustainable development perspective using the sun as a source of renewable energy. This process is applied within the framework of this work to the mineralization of aqueous solutions containing bacteria.

Keywords: Photocatalysis, titanium dioxide, semi conductor, pollution control, disinfection.

المخلص

يعد تطهير المياه أحد التحديات الرئيسية في القرن الحادي والعشرين. هناك تقنيات مختلفة لإعادة المعالجة; الهدف من هذه الدراسة هو تطهير المياه الملوثة بسلالات بكتيرية معينة باستخدام تقنية جديدة تسمى "التحفيز الضوئي غير المتجانس". إنه مزيج من محفز أشباه الموصلات ، وثاني أكسيد التيتانيوم، و TiO_2 مع مصدر ضوء فوق بنفسجي وهو الشمس ، واستخدام الإشعاع الشمسي لمعالجة التلوث الكيميائي والميكروبي في الماء سيكون بمثابة الأصول. تعمل التحفيز الضوئي الشمسي على ترسيخ نفسها تدريجياً كتقنية بديلة للتحكم في تلوث المياه ، وهي جزء من منظور التنمية المستدامة باستخدام الشمس كمصدر للطاقة المتجددة. يتم تطبيق هذه العملية في إطار هذا العمل على تمعدن المحاليل المائية المحتوية على البكتيريا.

الكلمات المفتاحية: التحفيز الضوئي ، ثاني أكسيد التيتانيوم ، أشباه الموصلات ، مكافحة التلوث ، التطهير.