

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A. M. OULHADJ - Bouira
Faculté des Sciences et des Sciences Appliquées
Département de Génie des Procédés



N° d'ordre :...../master/2020.
Série :...../GP/2020.

Mémoire

Présenté par

LIMAM NESRINE
MALLEK NACIRA

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER

Filière: Science et Génie de l'Environnement
Spécialité : Génie de l'Environnement

Contribution au traitement de lixiviats du CET de la ville de Bouira par un couplage de deux procédés

Déposé : .../12/2020

Devant le jury composé de :

M. KERNANI Ridha

Univ. de Bouira

Examineur

Mlle. ANNANE Ouerdia

Univ. de Bouira

Examinatrice

M. IMESSAOUDENE Ali

Univ. de Bouira

Encadreur

Remerciements

*Nous remercions, en premier lieu, notre dieu le plus puissant
qui nous a donné la force, le courage et les moyens pour la
réalisation de ce travail*

*Notre gratitude s'adresse à Mr. Imessaoudene Ali pour son
encadrement, son orientation, ses conseils et sa disponibilité
pour nous permettre de mener à bien ce travail.*

*Nos vifs remerciements vont également aux membres du
jury pour l'intérêt qu'ils ont porté à notre travail en
acceptant de l'examiner et de l'enrichir par leurs
propositions.*

*Nous tenons à remercier aussi tous les enseignants du
département génie des Procédés de l'université Akli Mhend
Oulhadj -Bouira*

*Enfin, on adresse nos sincères sentiments de gratitude à
toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la
réalisation de ce travail.*

Merci à tous

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à :

A mes chers parents, pour leurs sacrifices, leur amour, leur soutien et leurs prières tout au long de mes études.

A ma chère sœur, Amel pour son encouragement et son soutien moral.

A mon cher frère, Ghiles.

A toute ma famille et mes amis (es) pour leur soutien.

Merci d'être toujours là pour moi.

Vesrine

Dédicaces

*A mes très chers parents pour leur
Encouragement, tendresse, amour et soutien*

Durant mes études

A ma très cher sœur : Warda

A mes très chères frères : Idir, Rabah et Mohamed

A mes très chères amies

A ma chère Collègue de travail

A toutes ma grande famille.

A tous ceux qui nous sont chers

Nacira

Liste des abréviations

AGV :acides gras volatils

BTLL : Lixiviât traité biologiquement

CAG : Charbon actif en grain

CAG :charbon actifgrains

CAP : Charbon actif en poudre

CET : centre d'enfouissement technique

COD : carbone organique dissous

COT : carbone organique totale

CRO : contacteur rotatif à oxydation

DBO : demande biologique en oxygène (mgO₂/l)

DCO : demande chimique en oxygène (mgO₂/l)

DMA : déchets ménagers assimilés

MES : matières en suspension

MOD :La matière organique dissoute

OH• :Radicaux hydroxyles

pH :Potentiel d'hydrogène

POA : procédé d'oxydation avancée

RAOC : contacteur rotatif à oxydation avancée

RAOP :contacteur rotatif à oxydation photocatalytique

Liste des figures :

Chapitre I

Figure I. 1: Localisation du CET Ras Bouira, vue satellitaire	11
Figure I. 2 : le CET de Bouira.....	11

Chapitre II

Figure II. 1: Représentation schématique de l'adsorption.	17
Figure II. 2: Arrangement des couches d'adsorbat : (a) en monocouche, (b) en multicouches	18
Figure II. 3 : Mécanisme d'adsorption, 1- diffusion externe ; 2- diffusion interne (Dans les pores) ; 3- migration en surface [14].	20
Figure II. 4: La classification IUPAC de l'isotherme d'adsorption pour le gaz-solide	21
Figure II. 5 : Les quatre types d'isothermes d'après GILES et al.	23

Chapitre III

Figure III. 1: Schéma du mécanisme de dégradation photocatalytique [2].	36
Figure III. 2: Variation de la vitesse de réaction en fonction de la concentration à l'équilibre.....	42
Figure III. 3: Influence de flux photonique sur la cinétique de dégradation photocatalytique.....	43
Figure III. 4: Structure cristalline des phases de TiO ₂	44

Chapitre IV

Figure VI. 1 : Contacteur rotatif à oxydation avancée équipé de feuilles de composite AC/TiO ₂ [6].....	54
---	----

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I. 1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [9].	5
Tableau I. 2: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides :	8
Tableau I. 3 : Composition des DMA reçus au niveau du CET de Ras Bouira.	12
Tableau I. 4 : Résultats d'analyse chimique des lixiviats de CET de Bouira pour l'année 2013.	14

Chapitre II

Tableau II. 1 : Principales Différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique [12].	19
Tableau II. 2 : Principales caractéristiques des adsorbants.	30

Chapitre III

Tableau III. 1 : Les semi-conducteurs utilisés en photocatalyse [15].	39
Tableau III. 2 : Caractéristiques des phases anatase – rutile [26].	45

Chapitre IV

Tableau VI. 1: Variation de la matière organique pendant le processus de traitement photocatalytique [3].	52
Tableau VI. 2 : Caractéristiques physiques et chimiques des lixiviats bruts et des lixiviats traité par POA et par POA+charbon actif [2].	55

Sommaire

Introduction générale.....	1
Références bibliographiques	3
Chapitre I :Généralité sur les lixiviats	
Introduction	4
I. Le lixiviat.....	4
I.1. Les types des lixiviats	4
I.1.1. Lixiviat jeune (< 5 ans).....	4
I.1.2. Lixiviat intermédiaire.....	5
I.1.3. Lixiviat stabilisé (> 10 ans).....	5
I.2. Mécanisme de formation des lixiviats	6
I.3. La composition des lixiviats	6
I.4. Les types des polluants présents dans les lixiviats.....	7
I.5. Norme et réglementation.....	8
I.6. Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine	9
I.6.1. Impact sur l'environnement	9
I.6.1.2. Impact sur la santé humaine et l'écosystème:	10
I.2. Centre d'enfouissement technique (CET) de la ville de Bouira	10
I.2.1.Situation géographique et zone d'implantation du site d'enfouissement technique.....	10
I.2.2. Volumes des déchets à traité au CET de Bouira.....	11
I.2.3. Composition des déchets ménagers assimilées reçus au niveau du CET de Ras Bouira	11
I.2.4. Aménagements spécifiques.....	12
I.2.4.1. La mise en décharge.....	12
I.2.4.2. Réalisations des casiers	13
I.2.4.3. Drainage des eaux de ruissellement et des lixiviats	13
I.2.4.4. Conception du système de récupération des lixiviats	13
I.2.4.5. Gestion des lixiviats	13
I.2.4.5.1.Composition des lixiviat de CET de Bouira	14
Références bibliographiques	15
Chapitre II : Adsorption	
Introduction	17
II.1.Définition.....	17
II.2. Les type d'adsorption	18

II.2.1. Adsorption physique	18
II.2.2. Adsorption chimique	19
II.3. Mécanisme d'adsorption.....	20
II.4. Isotherme d'adsorption.....	20
II.4.1. Classification des isothermes d'adsorption	21
II.4.2. Modèles des isothermes	24
II.4.2.1. Isotherme de Langmuir	24
II.4.2.2. Isotherme de Freundlich	25
II.4.2.3 Isotherme BET (Brunauer, Emmett, Teller)	26
II.5. Cinétique d'adsorption	27
II.5.1. Modèles cinétique d'adsorption.....	27
II.5.1.1. Modèle de pseudo premier ordre (modèle Lagergren)	27
II.5.1.2 Modèle du pseudo-second ordre	28
II.5.1.3. Modèle d'Elovich	28
II.6. Facteurs influençant l'adsorption	28
II.6.1. Facteurs opératoires	28
II.6.2. Facteurs caractérisant l'adsorbat.....	29
II.6.3. Facteurs caractérisant l'adsorbant.....	29
II.7. Les adsorbants	30
II.7.1. Le choix de l'adsorbant	31
Références bibliographiques	32

Chapitre III : La photocatalyse hétérogène

Introduction	35
III.1. La photocatalyse.....	35
III.2. Principe de la photocatalyse hétérogène	36
III.3. Mécanisme d'oxydation et de réduction photocatalytique.....	36
III.4. Aspect cinétique	38
III.5. Matériaux photocatalytique	38
III.6. Le photocatalyseur TiO ₂	39
III.7. Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène	40
III.8. Les avantages et les inconvénients de la photocatalyse	47
Références bibliographiques	48

CHAPITRE IV : La synthèse

Synthèse	51
Référence bibliographique	57
Conclusion générale	58

Introduction
Générale

Introduction générale

Les accroissements démographiques, urbains et économiques sont à l'origine de différentes sources de pollution. La gestion des déchets urbains est actuellement l'un des problèmes majeurs rencontré surtout dans les pays en développement. En Algérie la quantité d'ordures ménagères rejetées est passée de 0,35 kg/hab/j en 1968 à 1 kg/hab/j en 2008, et d'après le Ministère de l'environnement, en Algérie, la production annuelle de déchets pourrait atteindre environ 12,5 Mt en 2025[1].

L'élimination des déchets dans des décharges reste la forme d'élimination la plus économique dans la grande majorité des cas. Par conséquent, les décharges continueront à être la voie d'élimination la plus attrayante pour les déchets solides. Par contre, ils génèrent des flux polluants difficiles à maîtriser dont les lixiviats pouvant émerger de sérieux problèmes écologiques. En effet, Le lixiviat de décharge est un liquide complexe qui contient des concentrations excessives de produits biodégradables et non biodégradables, notamment des matières organiques, des phénols, de l'azote ammoniacal, du phosphate, des métaux lourds et du sulfure. S'ils ne sont pas correctement traités et éliminés en toute sécurité, les lixiviats de décharge pourraient être une source imminente de contamination des eaux de surface et souterraines, car ils peuvent s'infiltrer dans les sols et les sous-sols, ce qui a des effets néfastes sur les eaux réceptrices [1-3].

Plusieurs techniques sont actuellement utilisées pour remédier la pollution des lixiviats tels que les procédés physicochimiques, membranaires, biologiques, procédés combinés [4].

Au cours des dernières années, l'oxydation photocatalytique a montré un grand potentiel pour le traitement des lixiviats de décharges [5]. Cependant, la photocatalyse ne peut pas être utilisée comme procédé unique de traitement de lixiviat, Elle doit être combinée par exemple à une technologie qui a déjà montré son efficacité dans le traitement des effluents aqueux comme l'adsorption pour améliorer l'efficacité de traitement [6].

Cette étude est répartie sur trois chapitres :

- **Le premier chapitre:** porte des généralités sur les lixiviats et sur le centre d'enfouissement technique au niveau de la ville de Bouira.

Introduction générale

- **Le deuxième chapitre:** est exclusivement consacré pour comprendre le phénomène d'adsorption ; leurs types et différentes isothermes, les facteurs influant sur la cinétique d'adsorption
- **Le troisième chapitre:** est orienté vers la photocatalyse hétérogène.
- **Le quatrième chapitre :** résume quelques études effectuées déjà sur le traitement du lixiviat par adsorption, par photocatalyse et par couplage de ces deux procédés.

Le travail se termine par une conclusion générale.

Références bibliographique

- [1] Lessoued, R., &Souahi, F. Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement.
- [2] El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., &Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management*, 22(3), 269-282.
- [3] Ragazzi, Marco, ed. *Sewage and Landfill Leachate: Assessment and Remediation of Environmental Hazards*. CRC Press, 2016.
- [4] Madinzi, A., et al. "Traitement biologique des lixiviats stabilisés produits par la décharge publique de la ville de Mohammedia (Maroc)." *Scientific Study & Research Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry, St. Cerc. St. CICBIA 15.2* (2014): 155-167.
- [5] Hassan, Muhammad, Yaping Zhao, and Bing Xie. "Employing TiO₂ photocatalysis to deal with landfill leachate: Current status and development." *Chemical Engineering Journal* 285 (2016): 264-275.
- [6] Atheba, Grah Patrick. *Traitement des eaux par action combinée de la photocatalyse solaire et de l'adsorption sur charbon actif: conception et réalisation du procédé*. Diss. 2009.

Chapitre I

Généralité sur les

lixiviats

Introduction

Actuellement l'augmentation de la production des déchets ménagers et industriels entraîne des problèmes de pollution critiques.

De manière générale, l'enfouissement de ces déchets a un impact sur la société, la santé humaine, l'économie, les espèces vivantes, le tourisme et l'écologie: dégagement d'odeurs, risques d'incendies, affecte notre climat, contribution à l'aggravation de l'effet de serre, génération de forte charge polluante...etc. [1, 2].

La conséquence majeure et inévitable d'une mise en décharge est la production d'un lixiviat pouvant être à l'origine de sérieux problèmes [3]. En effet, ces lixiviats contiennent de grandes quantités de matières organiques et inorganiques et ils doivent impérativement être traités avant d'être rejetés dans l'environnement [4].

I. Le lixiviat

Selon la directive européenne, le terme lixiviat, est défini comme étant "Tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci et qui se charge bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension [5].

Le lixiviat du centre de stockage, appelés aussi "jus des décharges" résultent de la percolation de l'eau contenue dans les déchets et de celle apportée par les précipitations à travers la masse de déchets, ces eaux favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent alors du lixiviat qui se charge de substances organiques et minérales provenant des déchets ou des sous-produits de dégradation des déchets [6].

I.1. Les types des lixiviats

Suivant l'évolution chimique et biologique des déchets, on retrouve trois types de lixiviats

[7- 9] :

I.1.1. Lixiviat jeune (< 5 ans)

Ces lixiviats se caractérisent par :

- une charge organique élevée ;
- biodégradable ($DBO_5/DCO > 0.3$) ;
- chargés en métaux (jusqu'à 2 g/l) ;

- pH relativement bas (< 6,5).

I.1.2. Lixiviat intermédiaire

- diminution de la charge organique accompagnée d’une diminution des acides gras volatils jusqu’à 20 à 30 % de la charge du lixiviat ;
- une biodégradabilité assez faible ;
- le pH est voisin de la neutralité ;
- charge en métaux devient négligeable.

I.1.3. Lixiviat stabilisé (> 10 ans)

- Une faible charge organique ;
- La DCO dépasse 3000 mg O₂/l ;
- Une biodégradabilité très faible (DBO₅/DCO < 0,1).

Tableau I. 1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [9].

	Lixiviat jeune	Lixiviat intermédiaire	Lixiviat stabilisé
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	6,5 à 7,5	> 7,5
DCO (g O₂/l)	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO₅/DCO (biodégradabilité)	> 0,3 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
Concentrations en acides organiques	Forte > 80% du COD	Moyenne 20 à 30% du COD	Nulle
AGV* (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominance des Macromolécules

I.2. Mécanisme de formation des lixiviats

Les lixiviats sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut retenir un milieu poreux sans produire de percola [10]. Ce processus de percolation est influencé par plusieurs facteurs classés en deux Catégories :

- les facteurs contribuant directement à l'humidité du massif : précipitations, fonte des neiges, intrusion d'eau souterraine, teneur en eau initiale, irrigation, recirculation de lixiviats, codépôt de déchets liquides et décomposition des déchets,
- les facteurs affectant la distribution des lixiviats ou de l'humidité dans le massif : âge du dépôt, prétraitement, compactage, perméabilité, granulométrie, densité, tassement, couverture, végétation, sécurisation du casier, production de chaleur et de biogaz [11].

La formation de lixiviat est le résultat de l'élimination des composés solubles par la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse des déchets [11].

Après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide ; les percolas « jeunes » sont riches en acides gras volatils (AGV) qui peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total, ce caractère acide du lixiviat permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets. Au cours du temps, l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les AGV sont métabolisés. Les produits résultants de cette métabolisation sont des gaz (CO₂ et CH₄ essentiellement) et des molécules stabilisées (acides fulviques et humiques). Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en AGV ou en petites molécules biodégradables. Parallèlement, le lixiviat verra sa charge en molécules de hauts poids moléculaires augmenter, c'est le phénomène d'humification [10].

I.3. La composition des lixiviats

Les compositions chimiques et biochimiques des lixiviats sont non seulement très diverses mais aussi variables dans le temps et dans l'espace.

Quatre groupes de polluants caractérisent le lixiviat [12] :

- La matière organique dissoute, exprimée généralement en DCO (les AGV, les substances humiques et fulviques...)
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols,

composés aliphatiques chlorés...) concentration inférieure à 1mg/L,

- Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ...
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) à l'état de trace.

D'autres composés peuvent être trouvés dans les lixiviats des décharges (par exemple, le borate, le sulfure, arséniate, sélénate, baryum, lithium, mercure et cobalt), mais en général ces composés sont présents en très faibles concentrations et ne sont que des composés secondaires [13].

I.4. Les types des polluants présents dans les lixiviats

- **Acides gras** : les acides gras saturés, monoinsaturés et polyinsaturés
- **Composés ligno-cellulosiques** : Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés
- **Composés associés aux matières plastiques** : Les plastifiants "phtalates" et les stabilisants sont des additifs introduits dans les matières plastiques.
- **Les phénols** : Résines phénoliques, bisphénol.
- **Les pesticides** : Le lindane, le bentazone, le 2,6-dichlorobenzamide, l'atrazine...
- **Les métaux lourds** : Les métaux lourds identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn [14].

La composition des lixiviats est une photographie de l'état d'évolution du déchet [9].

La composition globale des lixiviats est le plus fréquemment déterminée grâce à des analyses physico-chimiques Cette qualité physicochimique dépend de nombreux facteurs [6] :

- L'exploitation du site, sa topographie, sa situation géographique et le degré de compaction des déchets.
- les variations climatiques saisonnières (précipitation, humidité, évapotranspiration...),
- la nature des déchets entreposés (teneur en eau, structure : granulométrie-densité-porosité, température, acidité) et du l'âge des déchets,
- les combinaisons de processus physiques, chimiques et microbiologiques opérant au sein du massif au cours de la dégradation.

Les principales mesures caractérisant un lixiviat sont la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biologique en Oxygène (DBO), le Carbone Organique Dissous (COD), l'azote (NTK), le pH, la conductivité, les métaux, etc. ... [6].

I.5. Norme et réglementation

Les lixiviat ne doivent pas être rejeté dans le milieu naturel s'il ne respecte pas les valeurs limites fixées dans l'annexe 1 du décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006

Tableau I. 2: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides :

Paramètres	Unités	Valeurs limites
Température	°C	30
pH	-	6,5 – 8,5
MES	mg/L	35
Azote kjeldahl	mg/L	30
Phosphore total	mg/L	10
DCO	mg/L	120
DBO5	mg/L	35
Aluminium	mg/L	3
Substances toxiques bio cumulables	mg/L	0,005
Cyanures	mg/L	0,1
Fluor et composés	mg/L	15
Indice de phénols	mg/L	0,3
Hydrocarbures totaux	mg/L	10
Huiles et graisses	mg/L	20
Cadmium	mg/L	0,2
Cuivre total	mg/L	0,5
Mercure total	mg/L	0,01
Plomb total	mg/L	0,5
Chrome total	mg/L	0,5
Etain total	mg/L	2
Manganèse	mg/L	1
Nickel total	mg/L	0,5
Zinc total	mg/L	3
Fer	mg/L	3
Composés organiques chlorés	mg/L	5

I.6. Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

La migration du lixiviat des décharges constitue une menace majeure pour la santé humaine et l'environnement si elle n'est pas gérée de manière appropriée. Parmi les risques qui peuvent en découler et les nuisances qui leur sont liées

I.6.1. Impact sur l'environnement

I.6.1.1 Pollution atmosphérique

- polluent fortement l'air que nous respirons (acidification de l'air) ;
- appauvrissement de la couche d'ozone ;
- accumulation de gaz à l'effet de serre (dioxyde de carbone CO₂, méthane CH₄, l'oxyde nitreux N₂O) ;
- provoque des échappements de gaz méthane CH₄ qui, de par leur odeur et leur taux d'inflammabilité, sont dangereux et s'infiltrer dans le sol et atteindre des lieux habités entraînant un risque potentiel d'explosion [3,15].

I.6.1.2 Pollution des ressources en eaux

- Risque de contaminer les eaux souterraines et les eaux superficielle par infiltration des lixiviats riches en germes pathogènes, des métaux lourds (le zinc, endommagés) et des piles (plomb, mercure et alcaline) jusqu'au niveau des puits et des nappes souterraine et lui donner un caractère toxique et acide ;
- l'infiltration de lixiviat à travers le sol dans les eaux souterraines entraîne un risque important pour l'utilisateur local des ressources en eaux souterraines ;
- l'impact négatif des sources de contamination sur la chimie des eaux [16 ,17].

I.6.1.3 Pollution de sol

- occupation des sols ;
- contamination de sol lors de l'exposition aux métaux ;
- altérations des propriétés physico-chimiques du sol ;
- l'augmentation de la séquestration du carbone dans le sol ;
- le lixiviat a des effets néfastes sur les bactéries du sol [18].

I.6.2. Impact sur la santé humaine et l'écosystème :

- l'écosystème et la santé humaine peut être influencée négativement par la production, et la pollution subséquente des lixiviats et de leurs composés nocifs ;
- un effet néfaste sur la qualité de l'environnement ;
- agents directs ou indirects de propagation de graves maladies (peste, fièvre, allergies respiratoires, dermiques, oculaires) ;
- Ils sont aussi des pôles d'attraction pour les mouches et autres insectes, vecteurs passifs de germes et de virus ;
- épuisement des ressources non renouvelables ;
- carcinogène (provoque des cancers), mutagène (entraîne des modifications des chromosomes) et tératogène (provoque des malformations) [19,20].

I.2. Centre d'enfouissement technique (CET) de la ville de Bouira**I.2.1. Situation géographique et zone d'implantation du site d'enfouissement technique**

Le centre d'enfouissement technique de la ville de Bouira est situé dans la région de Ras El Bouira à 7 km au sud-est de la ville de Bouira et géré par l'entreprise EPIC NADHIF. Il surplombe le cours d'Oued Ed Dhous qui coule en contrebas à 480m d'altitude le long d'un versant façonnée dans les formations argileuses de l'aquitainien et dont l'exploitation de celui-ci est orientée en direction du Sud/Sud-ouest.

Le cours d'Oued Ed Dhous sera à son tour rejoint par l'oued Bel Ham qui est un affluent de celui-ci et dont les eaux coulent en direction du Sud.



Figure I. 1: Localisation du CET Ras Bouira, vue satellitaire

I.2.2. Volumes des déchets à traité au CET de Bouira

La quantité d'ordure ménagères générée au niveau du groupement des communes passe de 71 T/J en 2003 pour une population de 115872 habitants à 81 T/J en 2008 pour plus de 131000 habitants et, en fin à 101 T/J en 2018 pour près de 160000 habitants



Figure I. 2 :le CET de Bouira

I.2.3. Composition des déchets ménagers assimilés reçus au niveau du CET de Ras Bouira

Selon la déclaration de la direction de gestion du CET, la composition des DMA reçus au niveau du CET de Ras Bouira est représentée sur le tableau suivant :

Tableau I. 3 : Composition des DMA reçus au niveau du CET de Ras Bouira.

Catégorie	Quantité en %
Matières Organiques	55,64
Papiers –cartons	6,22
Textiles (Sanitaires & Tissus)	21,10
Plastiques (films, PET, opaque, ...)	10,39
Combustibles non Classés (CNC)	2,71
Verres	0,47
Métaux ferreux et non ferreux (fer, aluminium, etc.)	1,32
Incombustibles non Classés (INC)	0,63
Déchets spéciaux	0,81

D’après le tableau ci-dessus, la fraction de la matière Organique (représente la fraction la plus importante). Elle est proche de 56% de matières organique. On trouve très peu de métaux. Ces derniers sont récupérés à la source, notamment le fer et le cuivre. Les déchets d’emballages sont par contre en progression.

I.2.4. Aménagements spécifiques

La technique retenue pour le site de Ras El Bouira consiste en la mise décharge des déchets dans des casiers creusés dans les formations argileuses de l’aquitainien.

I.2.4.1. La mise en décharge

La mise en œuvre de casiers de stockage vise à satisfaire les objectifs suivants :

- Obtenir un volume de stockage de déchets d’environ 800.000 m³ sur une quinzaine d’années d’exploitation.
- Garantir la stabilité du massif de déchets compactés
- Limiter les infiltrations de lixiviats au niveau du sol
- Protéger les eaux superficielles et souterraines
- Améliorer l’intégration visuelle de la zone de stockage dans l’environnement

I.2.4.2. Réalisations des casiers

Les terrassements pour la réalisation du second casier puisque le premier est presque saturé en déchet vont permettre de créer deux casiers pour le stockage de déchets et les déblais extraits seront utilisés à la couverture des déchets par couches compactées successives

I.2.4.3. Drainage des eaux de ruissellement et des lixiviats

Toutes les eaux : de pluie, de surface, de lavage, etc..... feront l'objet d'une collecte spécifique par la réalisation de fossés périphériques pour éviter le ruissellement vers les casiers d'une part, et la mise en place d'un système de collecte des eaux pluviales et de lavage. Les lixiviats de fond de casiers seront drainés et récupérés dans des bassins de pré-traitement dans les partie aval (zone sud) du CET par écoulement gravitaire.

I.2.4.4. Conception du système de récupération des lixiviats

La conception du système de récupération des lixiviats est valable uniquement pour le second casier puisque le premier est déjà réalisé.

Ce système de drainage sera composé des éléments successifs suivants :

- Regard de purge en crête de talus
- Des conduites en PVC épousant la pente du talus jusqu'au contact du fond de l'alvéole appelé à assurer le contrôle et la purge de tout le système
- Des conduites en PVC perforé recouvert d'un massif drainant (3X DN) de gravier 15x40, traversant l'alvéole dans le sens longitudinal avec une pente de l'ordre de 2 à 3 %
- Regards de visite du système d'évacuation
- Bassins en béton armé hydrofugé interconnectés de réception et de décantation des lixiviats favorisant l'évaporation et le lagunage aéré

I.2.4.5. Gestion des lixiviats

Trois bassins de récupération et de stockage de lixiviats de capacité de 4.500 m³. Le pompage des lixiviats se déroule généralement pendant les mois de mai à septembre. La recirculation des lixiviats se fait sur le corps de l'ancien casier saturé, fermé et couvert

I.2.4.5.1.Composition des lixiviat de CET de Bouira

La composition physico-chimique moyenne de lixiviat du CET de Bouira est donnée dans le tableau ci-dessous.

Tableau I. 4 : Résultats d'analyse chimique des lixiviats de CET de Bouira pour l'année 2013

Paramètres	Unités	Valeur exigée	Norme	Résultats	C/N
PH	-	5.5 – 8.5	NFT 90 008	06.91	C
Température	°C	30	NFT 90-100	16.00	C
N.Global	mg/l	150	J.Rodier	180.55	NC
Arsenic	mg/l	0.1	T 90- 119	0.5036	NC
Cadmium	mg/l	0.1	T90 – 112	0.1155	NC
Chrome⁺⁶	mg/l	0.1	J.Rodier	0.5371	NC
DBO₅	mg/l	500	NFT 90-103	320.00	C
DCO	mg/l	1000	NFT 90-101	2128.40	NC
Fluorures	mg/l	10	NFT 90-004	7.004	C
Hydrocarbure T	mg/l	10	NFT 90-114	104.92	NC
MES	mg/l	600	NFT 90-105	310.00	C
Mercure	mg/l	0.01	NF EN 1483	0.0600	NC
Nitrite	mg/l	0.1	J.Rodier	0.08	C
P Total	mg/l	50	NFT 90-023	20.34	C
Phénols	mg/l	1.0	J.Rodier	0.464	C
Plomb	mg/l	0.5	T90-112	0.435	C

C : résultats conforme à la valeur exigée

NC : résultats non conforme à la valeur exigée

Références bibliographiques

- [1] Mejraoua, Zakariae, and Nasser-Eddine Zine. "Caractérisation physico-chimique du Lixiviat de la décharge sauvage de Meknès." *Européen Scientific Journal* November édition 13.33 (2017).
- [2] Sillet, Arnauld-Amaury, et al. "Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères: genèse, composition et traitement." *Déchets sciences & techniques* 22 (2001): 7-11.
- [3] <https://owl-ge.ch/travaux-d-eleves/article/impact-de-la-production-des-dechets-sur-l-environnement>
- [4] BADA, EL, et al. "caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour" (2010).
- [5] Directive européenne du 26 avril 1999 et l'Arrêté ministériel du 09 septembre 1997.
- [6] Renou, S., et al. "Lixiviat de centre de stockage: déchet généré par des déchets." *L'eau, l'industrie, les nuisances* 310 (2008): 37-43.
- [7] Kulikowska, Dorota, and EwaKlimiuk. "The effect of landfill age on municipal leachate composition." *Bioresourcetechnology* 99.13 (2008): 5981-5985
- [8] Chang, Juu-En. "Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter." *Water Pollution Research and Control Brighton*. Pergamon, 1988. 133-143.
- [9] Berthe, Céline. "Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés." France: Thèse de doctorat, Université de Limoges (2006).
- [10] Trabelsi, Souhaila. *Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques: application aux lixiviats de la décharge tunisienne" Jebel Chakir"*. Diss. 2011.
- [11] Grisey, Elise. *Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement-Site d'étude: l'ISDND d'Etueffont (Territoire de Belfort-France)*. Diss. 2013.

- [12] Trebouet, D., et al. "Traitement de lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration." *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 11.3 (1998): 365-382.
- [13] Christensen, Thomas H., et al. "Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers." *Critical reviews in environmental science and technology* 24.2 (1994): 119-202.
- [14] Tizaoui, Khadidja. *Elimination des métaux lourds par une argile marneuse*. Diss. 07-07-2019.
- [15] <https://www.institut-numerique.org/ii1-les-consequences-des-decharges-non-controlees-sur-lenvironnement-et-sur-la-sante-520dddc9dea08>
- [16] Akinbile, Christopher O., and Mohd S. Yusoff. "Environmental impact of leachate pollution on groundwater supplies in Akure, Nigeria." *International Journal of Environmental Science and Development* 2.1 (2011): 81.
- [17] Nagarajan, Rajkumar, SubramaniThirumalaisamy, and ElangoLakshumanan. "Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India." *Iranian journal of environmental health science & engineering* 9.1 (2012): 35.
- [18] Durenkamp, Mark, et al. "Nanoparticles within WWTP sludges have minimal impact on leachate quality and soil microbial community structure and function." *Environmental Pollution* 211 (2016): 399-405.
- [19] Xu, Ya, et al. "Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health." *Waste Management* 82 (2018): 156-166.
- [20] Klinck, B. A., and M. E. Stuart. "Human health risk in relation to landfill leachate quality." *British Geological Survey, Technical report WC/99/17* (1999).

Chapitre II

Adsorption

Introduction

L'adsorption est un procédé de séparation qui est largement utilisée pour la dépollution et la purification dans des domaines très variés par exemple dans le domaine de traitement des eaux, dans les industries agroalimentaires, industries pétrolières, pétrochimiques et chimiques, aux applications environnementales et pharmaceutiques[1].

L'adsorption est un phénomène d'interface, pouvant se manifester entre un solide et un gaz ou un liquide [2]. Le terme adsorption a été proposé pour la première fois par Kayser en 1881 pour différencier entre une condensation de gaz à la surface d'un solide et une adsorption de gaz [3].

Dans ce chapitre nous allons donner quelques généralités sur l'adsorption mécanisme, cinétique, ses caractéristiques et les éléments influant l'adsorption.

II.1.Définition de l'adsorption

L'adsorption est un phénomène par lequel les molécules d'un fluide (gaz ou liquide), appelé un adsorbat, viennent se fixer sur la surface d'un solide (adsorbant) [4].

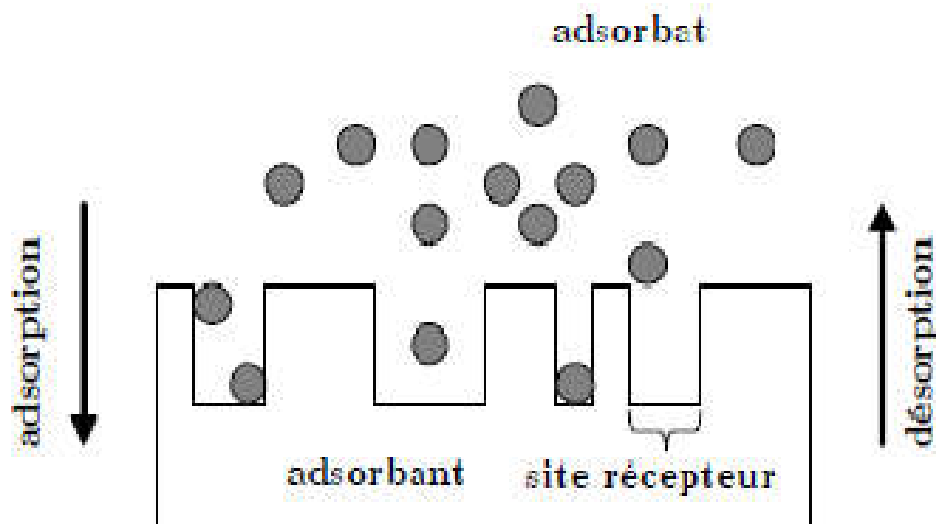


Figure II. 1:Représentation schématique de l'adsorption.

Les molécules adsorbées sur la surface du substrat se présentent généralement, soit sous la forme d'une couche en contact direct avec la surface, soit sous la forme de plusieurs couches de molécules adsorbées [5].



Figure II. 2: Arrangement des couches d'adsorbat : (a) en monocouche, (b) en Multicouches [5].

Selon la nature des forces d'interactions qui existent entre la surface d'un solide (adsorbant) et les molécules fluides (adsorbat), deux types d'adsorption sont distingués : physique (physisorption) et chimique (chimie-sorption) [6].

II.2. Les type d'adsorption

Selon les types et la nature des interactions adsorbat-adsorbant on distingue deux types d'adsorption : adsorption physique ou (physisorption) et la adsorption chimique ou (chimisorption).

II.2.1. Adsorption physique

L'adsorption physique est un phénomène réversible et rapide due à l'existence des forces d'attractions intermoléculaires entre l'adsorbant et la substance adsorbée d'origine physique de type « VAN DER WAALS » elle est caractérisée par une faible énergie qui sont de quelques kcal/mol (2 à 6 kcal/mol) [7,8].

L'adsorption physique se produit à des températures basses. Les molécules s'adsorbent sur plusieurs couches avec des chaleurs d'adsorption souvent inférieures à 20 kcal/mol [9].

II.2.2. Adsorption chimique

La chimisorption est un phénomène irréversible due à une liaison chimique forte de type covalente ou ionique entre l'adsorbat et les molécules adsorbées [10].

Dans ce mode d'adsorption, le temps de rétention est long et ne peuvent pas être accumulées sur plus d'une monocouche. Par ce type d'adsorption, les molécules sont directement liées au solide [9].

L'énergie d'adsorption est beaucoup plus élevée que dans le cas de l'adsorption physique (20 à 100 Kcal mol⁻¹ contre quelques Kcal mol⁻¹). Elle est aussi favorisée à température élevée [11].

Tableau II. 1 : Principales Différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique [12].

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Types de liaison	-liaison de Van Der Waals	-liaison chimique (covalente, ionique)
Température du processus	-Relativement faible	-Plus élevé
Chaleur d'adsorption	-inférieur à 10 kcal/mole	- supérieure à 10 kcal/mole
Cinétique	-Rapide, réversible	- très Lente, irréversible
Spécificité	-Processus non spécifique	-Processus très spécifique
Désorption	-Facile	-Difficile
Couche formée	-Mono ou multicouches	-Uniquement monocouches
Energie mise en jeu	-faible	- élève

II.3. Mécanisme d'adsorption

L'adsorption est un processus exothermique ou endothermique qui correspond à des interactions adsorbat – surface solide. De façon générale, le phénomène d'adsorption se décompose en plusieurs étapes [13] :

- 1)- Diffusion de l'adsorbât de la phase liquide externe vers celle située au voisinage de la surface de l'adsorbant.
- 2)- Diffusion extra-granulaire de la matière (transfert du soluté à travers le film liquide vers la surface des grains).
- 3)- Transfert intra-granulaire de la matière (transfert de la matière dans la structure poreuse de la surface extérieure des graines vers les sites actifs).
- 4)- Réaction d'adsorption au contact des sites actifs, une fois adsorbée, la molécule est considérée comme immobile.

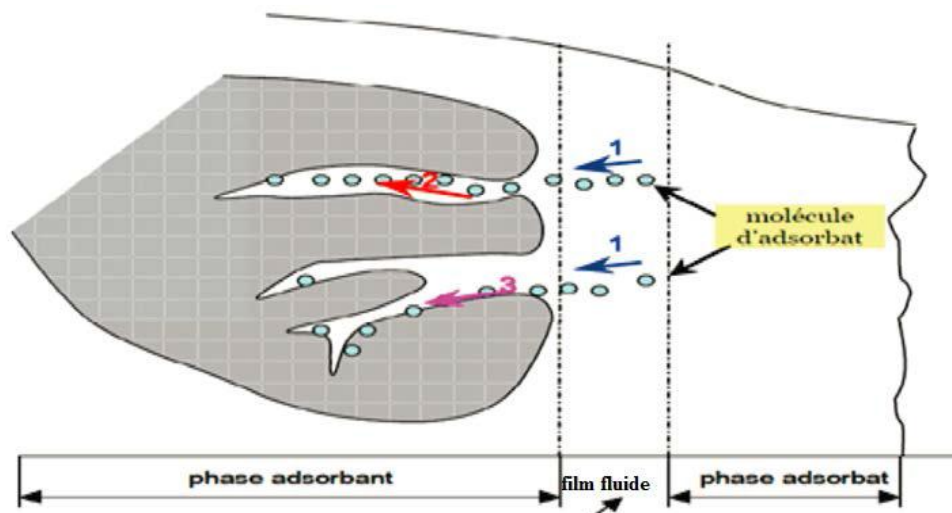


Figure II. 3 : Mécanisme d'adsorption, 1- diffusion externe ; 2- diffusion interne (Dans les pores) ; 3- migration en surface [14].

II.4. Isotherme d'adsorption

Les isothermes d'adsorption sont des courbes expérimentales qui représentent la quantité adsorbée, sur la surface d'un solide, en fonction de la concentration à l'équilibre C_e , à une température T donnée (fixe).

II.4.1. Classification des isothermes d'adsorption

Les isothermes sont une façon de représenter les données d'équilibre primaire sous forme de quantité adsorbée en fonction de la pression à température constante.

Selon la classification de l'union internationale de chimie pure et appliquée l'UICPA (1985), il existe six types d'isothermes

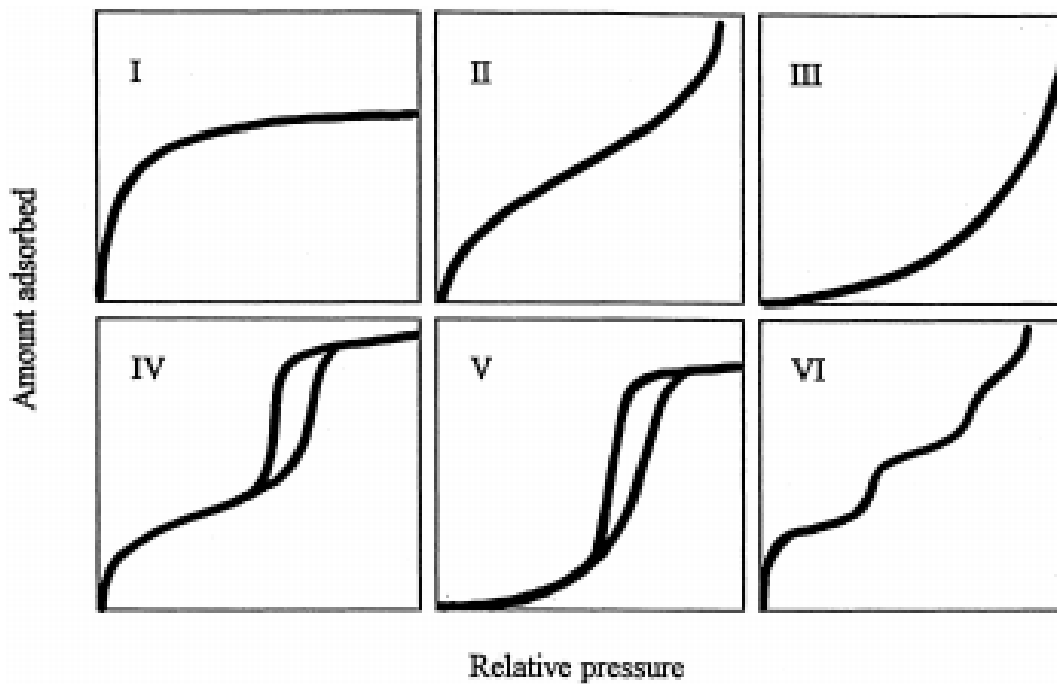


Figure II. 4: La classification IUPAC de l'isotherme d'adsorption pour le gaz-solide

✓ Isotherme de type I

- Identifie les matériaux solides microporeux avec des surfaces externes relativement petites. Les solides microporeux connus ont une taille de pores inférieure à 2 nm [15].
- Les adsorbants qui exposent ce type d'isotherme ont une limite de saturation définie qui correspond le remplissage complet des micropores
- L'adsorption est monocouche [16].

✓ Isotherme de type II

- courant pour les solides non poreux ou macroporeux (taille des pores > 50 nm).

- Ce type correspond à l'adsorption monocouche-multicouche sans restriction. Cela signifie qu'une fois que la couverture monocouche est terminée, l'adsorption multicouche commence [15].

✓ Isotherme de type III

- L'isotherme de type III indique que les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat sont faibles sur un adsorbant non poreux ou macroporeux [17].

✓ Isotherme de type IV

Ce type d'isotherme résulte de la formation de deux couches successives d'adsorbat à la surface du solide quand les interactions entre les molécules d'adsorbat et la surface du solide sont plus fortes que les interactions entre les molécules adsorbées. Dans ce cas, la multicouche démarre quand la monocouche est totalement saturée, les pores de solide sont totalement remplis. Il se produit sur les des solides mésoporeux (diamètre des pores compris entre 2 et 50 nm) [18-21].

✓ Isotherme de type V

Ce types d'isotherme est rarement rencontré à cause de la formation de poly couche dès le début de l'adsorption (avant que la monocouche se forme). Il se produit sur le solide qui possède des macropores.

L'isothermes de type V se rapproche de celle des isothermes de type III avec des interactions faibles entre l'adsorbant et l'adsorbat [19].

✓ Isotherme de type VI

Il est constitué de plusieurs couches dans lequel les couches adsorbées se forment les unes après les autres [20,22].

Selon la classification Giles et al on distingue quatre classes principales nommées : S (Sigmoïde), L (Langmuir), H (Haute affinité) et C (partition Constante) La figure présente cette classification

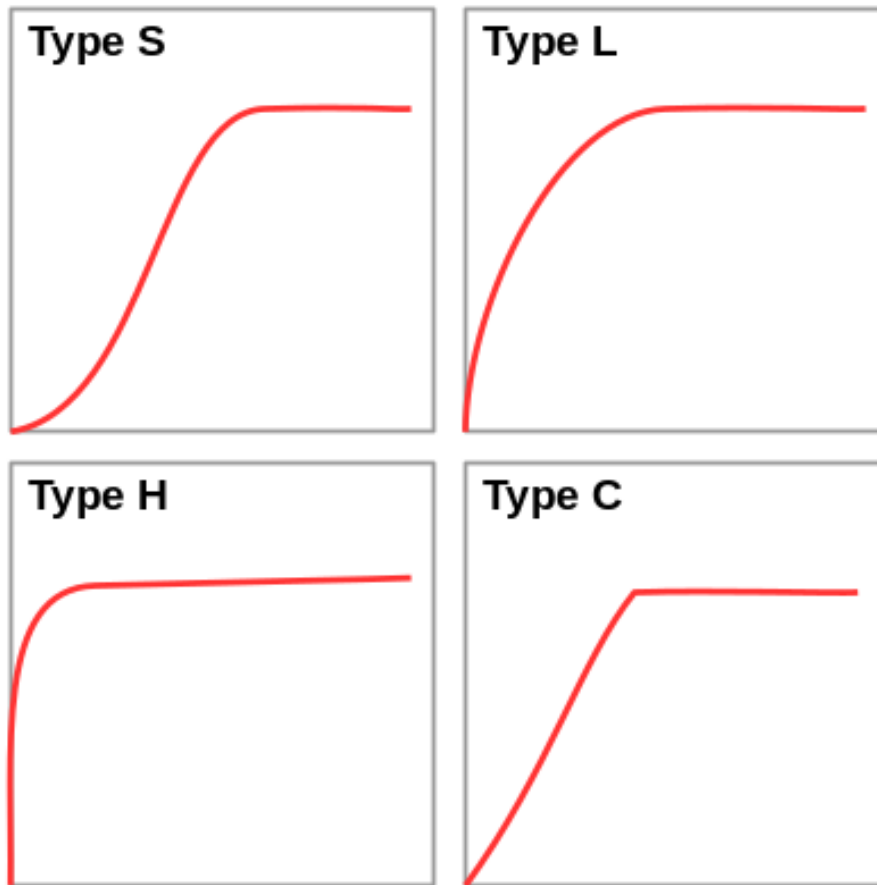


Figure II. 5 : Les quatre types d'isothermes d'après GILES et al.

- ✓ **Classe S (Sigmoïde)** : Les isothermes de cette classe présentent, à faible concentration, une concavité tournée vers le haut. Les molécules adsorbées favorisent l'adsorption ultérieure d'autres molécules (adsorption coopérative). Ceci est dû aux molécules qui s'attirent par des forces de Van Der Waals [1].
- ✓ **Classe L (Langmuir)** : Les isothermes de classe L présentent, aux faibles concentrations de la solution, une concavité tournée vers le bas qui traduit une diminution des sites libres au fur et à mesure de la progression de l'adsorption. Ce phénomène se produit lorsque les forces d'attraction entre les molécules adsorbées sont faibles. Elles peuvent également apparaître quand les molécules sont adsorbées

verticalement et lorsque la compétition d'adsorption entre le solvant et le soluté est faible [1].

- ✓ **Classe H (Haute affinité)** : ne commence pas à zéro mais à une valeur positive, indique une haute affinité, souvent observé pour des solutés absorbés sous forme de micelles. Signifie qu'aux faibles concentrations l'adsorption est totale [23].
- ✓ **Classe C (Partition Constante)** : Ligne droite d'origine zéro. Cela signifie que le rapport entre la concentration du composé restant en solution et celle du composé adsorbé sur le solide est le même quelle que soit la concentration [24].

II.4.2. Modèles des isothermes

Les modèles les plus utilisés dans l'étude de l'adsorption solide-liquide sont les modèles de Langmuir, Freundlich et BET car leurs expressions mathématiques sont simples et permettent de représenter correctement les isothermes dans tous les cas [25].

II.4.2.1. Isotherme de Langmuir

Ce modèle proposé en 1918 repose sur les hypothèses suivantes [26] :

- Le nombre de sites d'adsorption sur la surface est limité ;
- Une seule molécule est adsorbée par site;
- La surface est énergétiquement homogène;
- d'adsorption se fait par une monocouche ;
- Absence d'interaction entre les molécules adsorbées ;
- le nombre de molécules qui arrivent à la surface est égal au nombre de molécules qui quittent la surface (l'adsorption est réversible) ;
- L'adsorption se produit sur des sites localisés d'égale énergie.

L'équation de l'isotherme de Langmuir est symbolisée par [27] :

$$q_e = \frac{q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad \text{II.1}$$

Avec :

q_e : quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g) ;

q_m : capacité maximale d'adsorption (mg/g) ;

C_e : concentration du soluté dans la solution à l'équilibre (mg/l) ;

K_L : constante de Langmuir (L/mg).

La première linéarisation de l'équation du modèle de Langmuir donne [28] :

Langmuir I:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m \cdot K_L \cdot C_e} + \frac{1}{q_m} \quad \text{II.2}$$

La deuxième linéarisation de l'équation du modèle de Langmuir donne [28] :

Langmuir II :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m \cdot K_L} + \frac{C_e}{q_e} \quad \text{II.3}$$

Ce modèle est caractérisé par un facteur de séparation adimensionnel, R_L :

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_0} \quad \text{II.4}$$

R_L est considéré comme un indicateur d'adsorption. Les valeurs de R_L indiquent le type d'isothermes

μμμμμ

Si la valeur de R_L :

- $0 < R_L < 1$: l'adsorption est favorable;
- $R_L = 1$: l'adsorption est linéaire ;
- $R_L > 1$: le processus d'adsorption est défavorable ;
- $R_L = 0$: adsorption irréversible.

II.4.2.2. Isotherme de Freundlich

L'isotherme de Freundlich a été développée par Freundlich en 1926. Ce modèle est l'un des isothermes les plus utilisés. Il est basé sur les hypothèses suivantes [29,30] :

- une adsorption non idéale ;
- une adsorption multicouche ;
- les quantités adsorbées sont très faibles ;
- Possibilité d'interactions entre les molécules adsorbée ;
- les sites d'adsorption sont énergétiquement hétérogènes et que l'énergie d'adsorption est irrégulière.

Mathématiquement, l'isotherme de Freundlich est représentée par l'équation [29] :

$$q_e = k_f^{1/n} \cdot C_e \quad \text{II.5}$$

q_e : la quantité de soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g) ;

C_e : la concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg/l) ;

K_f : constantes de Freundlich qui dépend des conditions expérimentales. , relative à la capacité d'adsorption ;

n : constante de Freundlich, relative à l'intensité de l'adsorption.

La forme linéaire de l'isotherme d'adsorption de Freundlich est [27] :

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad \text{II.6}$$

Il est généralement admis que [31] :

- $n < 1$: adsorption favorable ;
- $0.1 < n < 0.5$: bonne adsorption ;
- $0.5 < n < 1$: adsorption modérée ;
- $n = 1$: adsorption linéaire ;
- $n > 1$: adsorption faible.

II.4.2.3 Isotherme BET (Brunauer, Emmett, Teller)

Ce modèle d'adsorption a étendu la théorie de Langmuir, est un modèle basé également sur l'adsorption des molécules de gaz sur une surface solide.

Le modèle de Brunauer, Emmett et Teller est fondé sur les hypothèses suivantes [32] :

- La première couche est adsorbée selon le modèle de Langmuir ;
- une distribution homogène des sites sur la surface de l'adsorbant ;

- aucune interaction entre les molécules adsorbées ;
- admet la formation de multicouches d'adsorbant ;
- Les molécules adsorbées formant une couche donnée constituent des sites d'adsorption pour les molécules de la couche suivante.

L'isotherme de BET est représentée par l'équation suivante [32] :

$$\frac{\frac{p_0}{p}}{V(1-\frac{p_0}{p})} = \frac{C-1}{V_m \cdot C} \cdot \frac{p}{P_0} + \frac{1}{V_m \cdot C} = A \cdot \frac{p}{P_0} + B \quad \text{II.7}$$

V : Volume adsorbé à la pression d'équilibre P ;

V_m : Volume adsorbé au complètement de la monocouche ;

P₀ : pression de vapeur saturante du gaz à la température de l'expérience.

II.5. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption est définie comme étant l'évolution de la quantité adsorbée en fonction du temps de contact entre l'adsorbant et l'adsorbat. Elle présente un intérêt pratique considérable pour la mise en œuvre optimale d'un adsorbant dans un procédé d'adsorption [33]. Pour étudier la cinétique d'adsorption, on détermine la capacité de fixation (q_t) en fonction du temps. L'équilibre d'adsorption est pratiquement atteint après un certain temps de contact adsorbant-adsorbat. La constante de vitesse est déduite à partir du modèle établi par Lagergren et Elovich. Ces deux modèles mathématiques ont été choisis d'une part pour simplicité et d'autre part par son application dans le domaine d'adsorption des composés organiques sur différents adsorbants [34].

II.5.1. Modèles cinétique d'adsorption

II.5.1.1. Modèle de pseudo premier ordre (modèle Lagergren)

Le pseudo-premier ordre exprimé par l'équation de Lagergren [35] :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad \text{II.8}$$

k₁ : la constante de vitesse pour une cinétique de pseudo première ordre ;

q_t : la capacité d'adsorption à l' instant t ;

q_e : la capacité d'adsorption à l'équilibre.

Après intégration entre $t = 0$ et t , d'une part, et $q_t = 0$, l'équation devient :

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \left(\frac{k_1}{2.303}\right)t \quad \text{II.9}$$

II.5.1.2 Modèle du pseudo-second ordre

Le pseudo-second ordre exprimé par l'équation [35]:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad \text{II.10}$$

Après intégration entre $t = 0$ et t , d'une part, et $q_t = 0$ et q_t , on obtient la forme linéaire :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_1 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad \text{II.11}$$

II.5.1.3. Modèle d'Elovich

Pour le model d'Elovich, il est décrit par l'équation suivante [36]:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} + \ln(t) \quad \text{II.12}$$

D'où :

α : le taux d'adsorption initiale en (mg/g min) $t_0 = 1/(\alpha + \beta)$

β : constante lié à la surface externe et à l'énergie d'activation de la chimisorption en (g/mg).

II.6. Facteurs influençant l'adsorption

II.6.1. Facteurs opératoires

- ✚ **Température** : L'adsorption physique s'effectue à des basses températures (phénomène exothermique), alors que l'adsorption chimique demande des températures

plus élevées (phénomène endothermique). Ce qui nécessite de fixer la température du processus dès le départ [37].

- ✚ **pH** : Le pH est un facteur important dans toute étude d'adsorption du fait qu'il peut influencer à la fois la structure de l'adsorbant et de l'adsorbât ainsi que le mécanisme d'adsorption [38].
- ✚ **La présence d'interférents**: la compétition entre plusieurs espèces, pour occuper les sites actifs présents sur la surface d'adsorbant, cause la réduction de la quantité adsorbée [39].
- ✚ **La concentration des substances à adsorber** : l'adsorption d'une substance croît avec l'augmentation de sa concentration dans la solution. Toutefois, cet accroissement n'est pas proportionnel car il se produit lentement [40].

II.6.2. Facteurs caractérisant l'adsorbant

- ✚ **La solubilité**: La solubilité d'un adsorbant joue un rôle important lors de son adsorption. Plus la solubilité est grande, plus faible sera l'adsorption [37].
- ✚ **La polarité** : Un soluté polaire aura plus d'affinité pour un solvant ou pour l'adsorbant le plus polaire.

Il est important que l'adsorbant et l'adsorbât soient de polarité voisine [37].

II.6.3. Facteurs caractérisant l'adsorbant

- ✚ **La surface spécifique** : la surface spécifique d'un adsorbant est une surface par unité de masse. Elle est généralement exprimée en m^2/g . Son estimation est conventionnellement fondée sur des mesures de la capacité d'adsorption de l'adsorbant en question, correspondant à un adsorbât donné. L'adsorption est proportionnelle à la surface spécifique [40].
- ✚ **La structure de l'adsorbant** : L'adsorption d'une substance croît avec la diminution de la taille des particules et les dimensions des pores de l'adsorbant. Mais si le diamètre des pores est inférieur au diamètre des molécules, l'adsorption de ce composé sera négative, même si la surface de l'adsorbant a une grande affinité pour le composé. La distribution des tailles des pores joue un rôle important dans la cinétique globale du processus d'adsorption [1].

II.7. Les adsorbants

Les premiers adsorbants utilisés, il y a plusieurs siècles sont les argiles et les terres décolorantes, puis à la fin du XIXème siècle furent développés les charbons actifs. La première guerre mondiale vit apparaître les gels de silice, puis, dans les années 1939-1940, les alumines activées. En 1945 sont reconnues les propriétés d’adsorption exceptionnelles des zéolithes naturelles. En 1950, les premières zéolithes synthétiques ouvrent la voie au fantastique développement des tamis moléculaires comme catalyseurs et adsorbants. A côté de ces, adsorbants utilisés en quantités industrielles, se sont développés ces dernières années de nouveaux produits de meilleures propriétés. Tous les solides sont considérés comme adsorbants, mais ceux utilisés pour l’adsorption industrielle doivent avoir une surface spécifique importante (> 100 m²/g), reflétant une grande porosité. La surface spécifique d’un adsorbant est la surface active totale par unité de masse ou volume [41,39]. Les matériaux adsorbants sont des solides [42]:

- Macroporeux : $d_{pore} > 50 \text{ nm}$
- mesoporeux : $2 \text{ nm} < d_{pore} < 50 \text{ nm}$
- Microporeux : $d_{pore} < 2 \text{ nm}$

Les adsorbants les plus utilisées dans l’industrie sont : les charbons actifs, les zéolithes, les gels de silice et les alumines activées dont les caractéristiques sont présentées dans le tableau suivant [42] :

Tableau II. 2 : Principales caractéristiques des adsorbants.

Caractéristiques des adsorbants Adsorbants	Surface spécifique (m ² /g)	Taille des pores (nm)	Porosité interne	Masse volumique apparente (kg/m ³)
Charbon actif	400 à 2000	1,0 à 4,0	0,4 à 0,8	300 à 600
Tamis moléculaires carbonés	300 à 600	0,3 à 0,8	0,35 à 0,5	500 à 700
zéolithes	500 à 800	0,3 à 0,8	0,3 à 0,4	600 à 750
Gels de silice	600 à 800	2,0 à 5,0	0,4 à 0,5	700 à 800
Alumines activées	200 à 400	1,0 à 6,0	0,3 à 0,6	800 à 950
Adsorbants à base de polymère	100 à 700	4,0 à 20	0,4 à 0,6	400 à 700

II.7.1. Le choix de l'adsorbant

Le choix d'un adsorbant dépend principalement de son but d'application. D'une façon générale, un adsorbant industriel doit avoir les caractéristiques suivantes [39]:

- une capacité d'adsorption importante ;
- une régénération facile ;
- une bonne sélectivité ;
- une cinétique rapide ;
- une bonne résistance mécanique, chimique et thermique ;
- un faible coût.

Références bibliographiques

- [1] SEDIRA, Nora. Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes. Diss. University of Souk Ahras, (2013).
- [2] Boualla, N., &Benziane, A. Étude expérimentale sur l'élimination des nitrates par adsorption sur des argiles activées et non activées de la sebkha d'Oran. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 7(2), (2011).
- [3] Chitour, ChemsEddine. Physico-chimie des surfaces : l'adsorption gaz-solide et liquide-solide. Office des publications universitaires, (Alger), (2004).
- [4] Qureshi, Umair Ahmed. Use of New Materials for The Removal of Phthalates From Water by Solid Phase Extraction. Diss. University of Sindh, Jamshoro, (2015).
- [5] J. Fripiat, J. Chaussidon et A. Jelli. Chimie-Physique des phénomènes de surface: Application aux oxydes et aux silicates. Ed., Masson et Cie, (1971) .
- [6] Rouquerol, Jean, et al. Adsorption by powders and porous solids: principles, methodology and applications. Academic press, (2013).
- [7] Bouanimba, Nour. "Etude comparative de la dégradation photochimique et photocatalytique de quatre colorants: Impact de la structure chimique et corrélation entre l'adsorption et l'activité photocatalytique de TiO₂, (2014).
- [8] A. Manceau, M.A. Marcus, N. Tamura. Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. In *Applications of Synchrotron Radiation in Low-Temperature Geochemistry and Environmental Science. Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, Mineralogical Society of America, 49, 341-428, (2002).
- [9] Calvet, R., M. Terce, and J. C. Arvieu. "Bibliographical review. Adsorption of pesticides by soils and their constituents. IV. Consequences of the adsorption phenomena." *Annales Agronomiques*. Vol. 31. No. 4, (1980).
- [10] N. Bougdah, Etude de l'adsorption de micropolluants organiques sur la bentonite, diplôme de Magister, l'Université Skikda, (2007)
- [11] Bouziane, Nouzha. "Elimination du 2-mercaptobenzothiazole par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre, (2007).

- [12] Hamouche, Aksas. "Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des métaux lourds par l'utilisation des adsorbants naturels, (2013).
- [13] Bouacherine, S. Eliminations des polluants spécifiques par adsorption sur charbon actif et argile traitée et non traitée (Doctoral dissertation, University of Souk Ahras), (2013).
- [14] Sana Nouacer , Application des tiges de dattes dans l'adsorption de métaux toxiques de l'eau, Thèse de doctorat, (2015).
- [15] Maliuk, Olga. "Synthesis and application of lignin-based adsorbents for metal cations removal from water solutions, (2017).
- [16] Donohue, M. D., and G. L. Aranovich. "Classification of Gibbs adsorption isotherms." *Advances in colloid and interface science* 76 ,137-152, (1998).
- [17] Ortiz Canino, Olga. Etude expérimentale de l'adsorption du méthane dans des gaz de schistes colombiens et de la séparation méthane/dioxyde de carbone. Diss. Pau, (2018).
- [18] I. Adrar, utilisation des noyaux de dattes pour l'élimination des ions Fe^{2+} en solution aqueuse, université de Tizi-Ouzou, , Mémoire de Magister, (2016).
- [19] c. E. chi tour, physico-chimie de surface, volume (2), opu, Alger, Juillet, (1992).
- [20] A. Zenouati, étude hydrodynamique et physico-chimique du système liquide de courgette Fibreuse, thèse magistère, CU Média, (2000).
- [21] K. S. W. Sing, D. H. Everett, R. A. W. Haul, L. Moscou, R. A. Pierotti, J. Rouquerol, et T. Siemieniewska, "Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity (Recommendations 1984)", *Pure and Appl. Chem.* 57, 603-619, (1985).
- [22] G.MC KAY, M. SOTTERBURN, *journal of water, air, soil pollution*, 126-14, (1985).
- [23] Chebira, Née Arris Sihem. "Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des sous produits de céréales, (2008).
- [24] BaccarEpYangui, Rim, Montserrat SarràAdroguer, and PaquiBlánquez Cano. Removal of water pollutants by adsorption on activated carbon prepared from olive-waste cakes and by biological treatment using ligninolytic fungi. *Universitat Autònoma de Barcelona*, (2014).

- [25] Freundlich, Herbert. "Über die adsorption inlösungen." *ZeitschriftfürphysikalischeChemie* 57(1), 385-470, (1907).
- [26] Weber Jr, Walter J., Paul M. McGinley, and Lynn E. Katz. "Sorption phenomena in subsurface systems: concepts, models and effects on contaminant fate and transport." *Water research* 25(5), 499-528, (1991).
- [26] J.M.Li et al: Adsorption of phenol, p – chlorophenol and p – nitrophenol onto functional chitosan. *BioresourceTechnology* 100, 1168 – 1173, (2009).
- [27] M.A.AhmadZaini et al: Adsorption of aqueous metal ions on cattle – manure – compost based activated carbons. *Journal of Hazardous Materials* 170, 1119 – 1124, (2009).
- [28] B.H.Hameed et al: Adsorption isotherm and kinetic modeling of 2, 4 – pesticide on activated carbon derived from date stones. *Journal of Hazardous Materials* 163, 121 – 126, (2003).
- [29] Salih, Ali Mohammed. "The purification of industrial wastewater to remove heavy metals and investigation into the use of zeolite as a remediation tool.", (2018)
- [30] Patrulea, Viorica. Medical and environmental application of chitosan. Diss. University of Geneva, (2015).
- [31] K.Kadirvelu et al: Removal of Cu (II), Pb (II) and Ni (II) by adsorption onto activated carbon cloth. *Langmuir* 16, 8404 – 8409, (2000).
- [32] Babaa, Moulay-Rachid. Contribution à l'étude de l'adsorption physique de gaz sur les nanotubes de carbone mono-et multiparois. Diss. Université Henri Poincaré-Nancy 1, 2004.
- [33] Gailliez-Degremont, E. Polyamines adsorbées sur silice: caractérisation physico-chimique: application au traitement des eaux: étude préliminaire (Doctoral dissertation, Lille 1), (1996).
- [34] Tizaoui, K. Elimination des métaux lourds par une argile marneuse, Doctoral dissertation, (2019).
- [35] Belaid, K., & Kacha, S. Étude cinétique et thermodynamique de l'adsorption d'un colorant basique sur la sciure de bois. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 24(2), 131-144, (2011).

- [36] Gherbi, N. Etude expérimentale et identification du processus de rétention des cations métalliques par des matériaux naturels, (2008).
- [37] Yahiaoui, Nouara. "Etude de l'adsorption des composés phénoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif." mémoire de magister, université de Tizi Ouzou , (2012).
- [38] Abdallah, M., Hijazi, A., Hamieh, M., Alameh, M., Toufaily, J., & Rammal, H. Étude de l'adsorption du Bleu de Méthylène sur un biomatériau à base de l'eucalyptus selon la taille des particules Treatment of industrial wastewater using a natural and biodegradable adsorbent based on Eucalyptus.
- [39] Louragini, D. Élimination du cuivre en solution par la sciure de bois (Doctoral dissertation, École de technologie supérieure), (2016).
- [40] Ghali, S. etude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives. utilisation dans le traitement des eaux ,(2008).
- [41] Benamraoui, F. Élimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture (Doctoral dissertation), (2014).
- [42] Ghecham, F. Z .de Effet de la présence des sels métalliques sur l'élimination des composés organiques azotés par des procédés physico-chimiques. Incidence de la minéralisation (Doctoral dissertation, Université Mohamed khidher Biskra), (2019).

Chapitre III

La photocatalyse

hétérogène

Introduction

Les Procèdes d'Oxydation Avancée (POA) sont présentés, depuis une vingtaine d'années, comme étant des méthodes de traitements chimiques conçus pour éliminer les polluants organiques. Ces technologies sont utilisées pour la dépollution de l'eau, de l'air ou la mise au point de surfaces auto-nettoyantes [1]. Elles permettent la minéralisation totale des polluants organiques en CO₂, H₂O et acides minéraux correspondants [2].

Les POA sont basés sur la formation d'une espèce oxydante très réactive (le radical hydroxyle OH°) qui sont des espèces hautement actives capables de réagir rapidement et de manière non sélective sur la plupart des composés organiques, réputés difficilement oxydables par voie biologique ou par des traitements chimiques conventionnels. La génération de ces radicaux peut être induite par une activation de nature catalytique, électrochimique et/ou photochimique [2,3].

Dans ce chapitre nous présenterons un procédé de traitement des composés organiques : la photocatalyse hétérogène qui est un procédé dans lequel un catalyseur (un semi-conducteur) est activé par l'absorption de photons (rayonnement lumineux) générant des Agents oxydants capables de dégrader des molécules organiques. Cette technique d'oxydation peut être réalisée dans plusieurs milieux soit dans l'air, dans une phase aqueuse ou dans des phases organiques liquides pures [4].

III.1. La photocatalyse

Photocatalyse est un mot Grec qui est une combinaison de deux mots : photo ("phos" signifie Lumière) et la catalyse ("katalyo" signifie se séparer, se décomposer). En effet, le terme « photocatalyse » est apparu la première fois dans un article rédigé par Hauffe en 1964, dans la revue '*Journal of Catalysis*'. En général, le terme photocatalyse est utilisée pour décrire un processus dans lequel la lumière est utilisée pour exciter un photocatalyseur [5,6].

III.2. Principe de la photocatalyse hétérogène

Dans le processus d'oxydation photocatalytique, les polluants organiques sont détruits en présence de photocatalyseur, semi-conducteurs (par exemple TiO_2 , ZnO), d'une source de lumière énergétique et d'un agent oxydant tel que l'oxygène ou l'air [7].

Le semi-conducteur absorbe les photons d'énergie égale ou supérieure à la largeur de la bande interdite ($E_c - E_v$), qui permet de faire passer des électrons de l'orbitale la plus haute en énergie (HOMO) de la bande de valence (E_v) à l'orbitale la plus basse vacante (LUMO) de la bande de conduction (E_c), Créant un site d'oxydation (un trou ou «holes » h^+) et un site de réduction (un électron) [8,9].

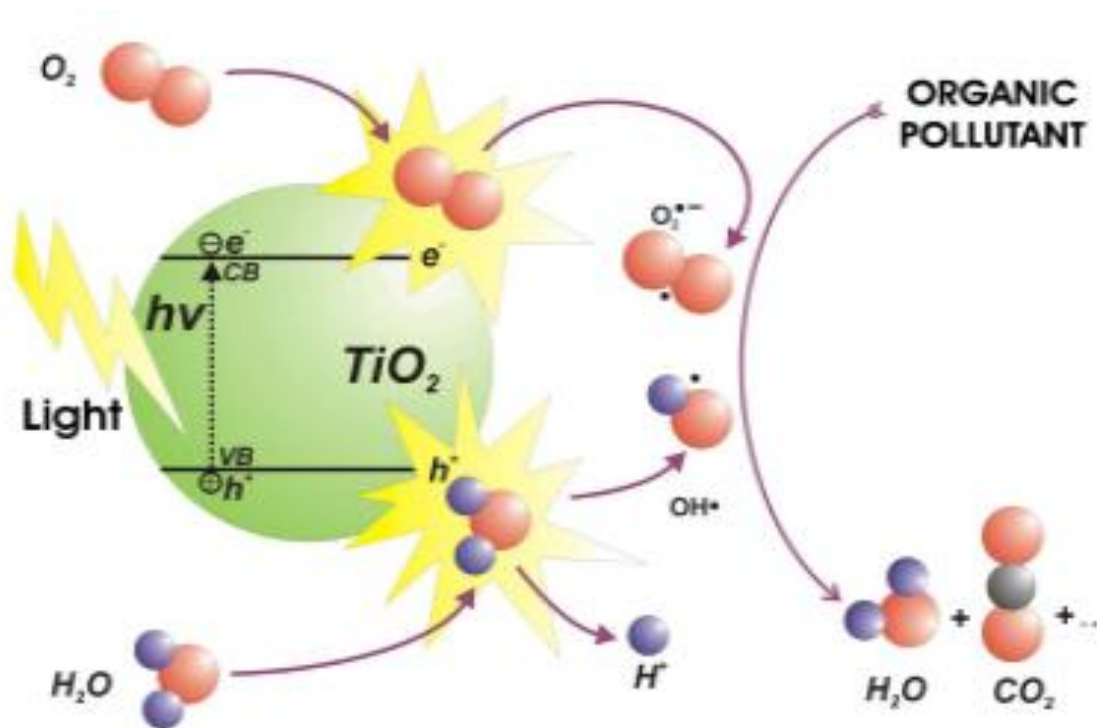
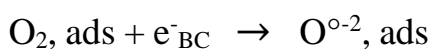


Figure III. 1: Schéma du mécanisme de dégradation photocatalytique [2].

III.3. Mécanisme d'oxydation et de réduction photocatalytique

Les électrons réagissent avec des accepteurs d'électrons tels que le dioxygène pour former des radicaux super oxydes. Cette réaction limite la recombinaison des charges [10] :



III.1

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 [11] :



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 [11].

Lorsque le processus de réduction de l'oxygène et l'oxydation des polluants n'avancent pas simultanément, il y a une accumulation d'électrons dans le BC, ce qui provoque une augmentation du taux de recombinaison trou/électron. Cette recombinaison est très rapide (entre 10 nanosecondes et 100 nanosecondes) s'accompagne d'un dégagement de chaleur et une perte d'énergie. Il est donc primordial d'empêcher cette recombinaison dans une oxydation photocatalytique efficace [7,10].

Pour augmenter l'efficacité photocatalytique. 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° [11].



III.4. Aspect cinétique

Le mécanisme réactionnel de la photocatalyse est caractérisé par deux processus un est chimique et l'autre physique [12] :

- Le processus chimique consiste en une réaction chimique de dégradation.
- Le processus physique comporte le transport jusqu'à l'interface solide où la transformation a lieu. Les étapes décrivant la cinétique peuvent se résumer dans cinq étapes:
 - Diffusion de la matière polluante du liquide jusqu'à l'interface du catalyseur; Adsorption sur le catalyseur ;
 - Réaction photocatalytique des molécules adsorbées (oxydation des substances adsorbées) ;
 - Réduction des trous - électrons (réaction chimique) ;
 - Désorption du produit de la réaction ;
 - Diffusion du produit vers le milieu liquide (dans la phase homogène).

III.5. Matériaux photocatalytique

En photocatalyse hétérogène, les catalyseurs utilisés sont des matériaux semi- conducteurs présentant une conductivité électrique intermédiaire entre celle des métaux et celle des matériaux isolants [13].

Un semi-conducteur serait isolant à une température de zéro kelvin (zéro absolu), contrairement à un métal. Divers chalcogénures (oxydes et sulfures) ont été utilisés TiO_2 , ZnO , CeO_2 , CdS , ZnS , etc Comme catalyseurs. Ils sont commercialisés ou bien synthétisés par différentes méthodes comme la méthode hydrothermal, imprégnation, sol-gel, solvo-thermal, combustion, réaction à l'état solide et micro-onde. Un photocatalyseur devrait posséder les propriétés suivantes : photoactivité, inertie biologique et chimique, stabilité à la photocorrosion, aptitude à exploiter l'énergie de la lumière visible ou proche des UV, faible coût et absence de toxicité [4,14].

Tableau III. 1 : Les semi-conducteurs utilisés en photocatalyse [15].

Semi conducteur	Bande de valence $E^\circ(\text{V/ESH})$	Bande de conductance $E^\circ(\text{V/ESH})$	Largeur de la bande interdite (eV)	Band gap longueur d'onde (nm)
TiO₂	+3,1	-0,1	3,2	387
SnO₂	+4.1	+0.3	3.9	318
ZnO	+3.0	-0.2	3.2	387
ZnS	+1.4	-2.3	3.7	335
WO₃	+3.0	+0.2	2.8	443
CdS	+2.1	-0.4	2.5	496
CdSe	+1.6	-0.1	1.7	729
GaAs	+1.0	-0.4	1.4	886
GaP	+1.3	-1.0	2.3	539

III.6. Le photocatalyseur TiO₂

L'oxyde de titane est un semi-conducteur qui existe sous différentes formes allotropiques. L'oxyde de titane appartient à la grande famille des oxydes $\text{Ti}_n\text{O}_{2n-1}$ qui sont décrits comme ayant une structure cristalline déformée de type CS. Le TiO₂ existe sous différentes formes cristallines : le rutile, l'anatase, la brookite, et un grand nombre de phases obtenues sous haute pression [10].

Deux de ces formes ont une activité photocatalytique, l'anatase et le rutile [16].

La forme cristallographique la plus largement utilisée est la forme anatase, car le TiO₂ de structure rutile (bien que présentant une valeur de bande interdite plus faible permettant d'absorber la lumière dans le début du spectre visible) est notablement moins actif [9].

✚ Les avantages de photocatalyseur TiO₂

Il est censé être un excellent photocatalyseur en raison de ses énormes propriétés [8, 15,17] :

- il est biologiquement et chimiquement assez inerte ;
- il est peu coûteux et réutilisable ;
- Il n'induit pas de résistance au transfert de masse ;
- Il peut être utilisé aux conditions ordinaires (atmosphériques, l'oxygène étant employé comme oxydant) ;
- il peut mener à la minéralisation du carbone organique en CO₂ ;
- il a une stabilité chimique relativement élevée même dans des grandes gammes de pH (0-14) ;
- Il est non toxique ;
- dégradation des molécules organiques, sans ajout de substances chimiques ;
- combinaison possible avec d'autres méthodes de décontamination ;
- aucun additif n'est nécessaire (seulement l'oxygène de l'air).

III.7. Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène

De nombreux facteurs peuvent influencer l'activité photocatalytique, tels que:

III.7.1. Influence de la masse du photocatalyseur

Les taux de réaction initiaux est directement proportionnel à la masse m du catalyseur. Il est donc important de connaître la masse du catalyseur pour une dégradation photocatalytique efficace. Cette valeur limite correspond à la quantité maximale du catalyseur pour laquelle toutes les particules, exposées en surface, sont illuminées. Pour des quantités plus importantes de catalyseur, un effet d'écrantage entre particules intervient ; ce qui masque une bonne partie de la surface photosensible [4,18].

III.7.2. Influence de la concentration du polluant

Le modèle Langmuir-Hinshelwood est généralement utilisé pour expliquer la cinétique des réactions photocatalytique des solutions contenant des substances organiques. Ce modèle permet de décrire la vitesse de dégradation d'un polluant organique à différentes concentrations[4].

Ce modèle repose sur les hypothèses suivantes [4] :

- À l'équilibre, le nombre de sites d'adsorption est fixe ;
- Une seule molécule est adsorbée par site;
- L'énergie d'adsorption est la même (identique) pour tous les sites ;
- L'adsorption est rapide par rapport aux réactions secondaires du substrat en solution ;
- Seules les molécules adsorbées à la surface du catalyseur réagissent.

Dans le cas où ces hypothèses sont vérifiées, la vitesse de dégradation V est proportionnelle à la quantité de substrat adsorbé à la surface de catalyseur. Figure III.2

$$v = -\frac{Dc}{dt} = K\Theta = \frac{Q_e}{Q_{max}} \quad \text{III.7}$$

La quantité de substrat adsorbé à l'équilibre Q_e dépend de la concentration en solution à l'équilibre C_e :

$$C_e = \frac{K Q_{max} * C_e}{1 + K * C_e} \quad \text{III.8}$$

Le taux de recouvrement Θ s'écrit :

$$\Theta = \frac{K * C_e}{1 + K * C_e} = \frac{Q_e}{Q_{max}} \quad \text{III.9}$$

L'expression de la vitesse s'écrit donc :

$$V = \frac{k * K * C_e}{1 + k * C_e} \quad \text{III.10}$$

v : vitesse de la réaction ($\mu\text{mol/L/min}$)

Θ : taux de recouvrement de la surface du catalyseur par le substrat

k : constante cinétique de dégradation ($\mu\text{mol/L/min}$)

K : constante d'adsorption du substrat (L/mmol)

C_e : concentration à l'équilibre du polluant (mmol/L)

Pour des faibles concentrations en polluants, K_{Ce} devient négligeable devant 1 ($K_{Ce} \ll 1$), la vitesse de réaction devient directement proportionnelle à la concentration en polluant, La réaction est alors du premier ordre [4], Elle s'écrit selon l'équation

$$V = k' C_e = k K C_e \quad \text{III.11}$$

Pour de grandes concentrations en polluants, $K_{Ce} \gg 1$, la vitesse de réaction devient égale à k , elle est maximale et d'ordre zéro

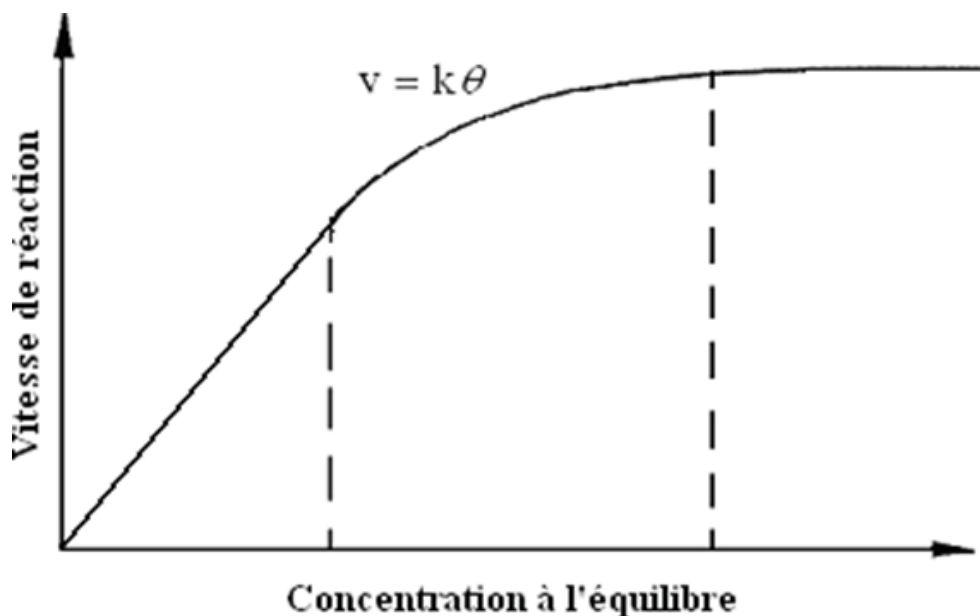


Figure III.2 : Variation de la vitesse de réaction en fonction de la concentration à l'équilibre [4].

III.7.3. Influence du pH

Le pH est un facteur très important dans le processus photocatalytique, pour que le pH en solution aqueuse joue sur la charge surfacique du photocatalyseur.

Le pH à charge nulle de la surface d'un catalyseur ne s'appelle point de zéro Charge (pHPZC) ou point isoélectrique (PIE). Pour TiO_2 P25, le point de charge zéro est égal à 6.8 [19].

Dans les conditions acides ($\text{pH} < 6,8$), la surface de TiO_2 est chargée positivement (TiOH_2^+) ce qui favorise l'adsorption des anions par attraction électrostatique. Alors que dans les conditions basiques, la surface est chargée négativement (TiO^-) et attire les cations [20].

III.7.4. Influence de la température

Généralement, entre 20 et 80°C, la température n'a pas d'effet significatif sur le processus photocatalytique, en revanche les forts changements de température entraineront des modifications dans le phénomène d'adsorption, ce qui est susceptible de modifier la vitesse de dégradation [21].

III.7.5. Influence du flux lumineux

La vitesse de la réaction photocatalytique (r) est directement proportionnelle au flux lumineux, cela confirme la nature photo-induit de l'activation du processus catalytique [16,22].

➤ **pour un flux lumineux inférieur à 20 mW/cm²**

La vitesse de réaction est proportionnelle au flux lumineux I (ordre 1) ($v = k I$),

➤ **pour un flux lumineux trop élevée**

La vitesse de réaction varie en fonction de $I^{0.5}$ ($v = k I^{0.5}$), ce qui entraîne à une augmentation du taux de recombinaison des paires électron-trou

➤ **pour un flux lumineux à haute intensité**

La vitesse de réaction est constante ($v = k I^{0.0}$)

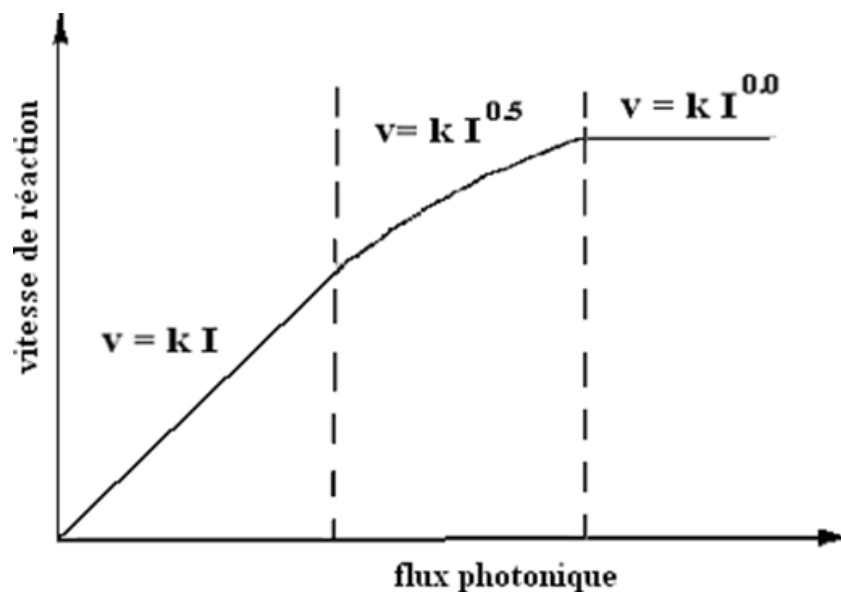


Figure III.3 : Influence du flux photonique sur la cinétique de dégradation photocatalytique.

Les sources lumineuses les plus utilisées dans le processus photocatalytique sont :

- la lumière naturelle (solaire)
- les lumières artificielles (les lampes)

III.7.6. Influence de la structure cristalline

La vitesse de la réaction photocatalytique dépend de la nature et de la structure du semi-conducteur en tant que formation cristalline, la taille des particules la distribution, la porosité... L'efficacité d'un catalyseur est directement liée à la taille des cristaux

Il existe trois types de structures cristallines: le rutile, l'anatase et la brookite. Figure III.4

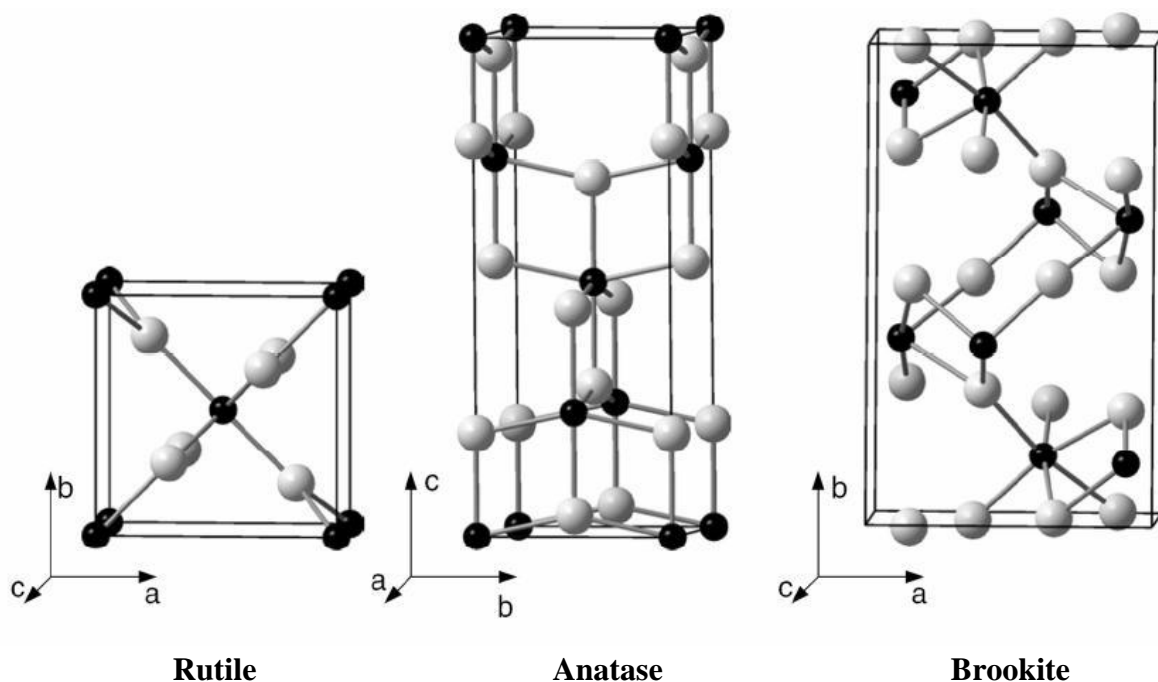


Figure III.4: Structure cristalline des Phases de TiO_2 [23].

Les formes les plus courantes est celui du rutile et anatase. L'anatase présente une plus grande activité photocatalytique que le rutile. Cette augmentation de l'activité photocatalytique indique une faible capacité à adsorber l'oxygène et une augmentation du nombre de radicaux hydroxyles OH° à la surface du catalyseur.

Cependant, plusieurs études confirment qu'un mélange d'anatase 80 %/ et rutile 20 % (Degussa P25), est plus active que l'anatase [23-25].

Tableau III. 2 : Caractéristiques des phases anatase – rutile [26].

Anatase	Rutile
Métastable thermodynamiquement	Stable thermodynamiquement
Faible énergie de surface (si nanocristallin)	Énergie de surface 15% supérieure à celle de l'anatase
Élaboré à basse température	Élaboré à haute température
Grande vitesse de nucléation	Transformation de l'anatase facile à $T > 600^{\circ}\text{C}$ et si anatase nano structuré
Nano-structuré	Grains de taille moyenne supérieure à ceux de l'anatase
Grande surface spécifique	Surface spécifique plus faible
Porteurs de charge plus mobiles	Porteurs de charge moins mobiles (davantage de recombinaisons)
Largeur de la bande interdite, $E_g = 3,2 \text{ eV}$	$E_g = 3,0 \text{ eV}$
Photoconductivité élevée	Photoconductivité faible
Plus actif en photocatalyse	Moins actif en photocatalyse

Conditions standard (1 bar, 0°C)

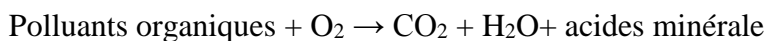
III.7.7. Influence de la composition aqueuse

Dans l'eau déminéralisée l'efficacité du traitement photocatalytique est idéale car la présence de certains anions et cations comme SO_4^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} , Na^+ et Mg^{2+} présente près de la surface du catalyseur ou attachés à ses particules réduisent l'adsorption et la dégradation des polluants [4].

Certains anions peuvent également piéger les espèces réactives. Par exemple, les bicarbonates (HCO_3^-) réagissent avec les radicaux $\text{OH}\cdot$ et forment des radicaux carbonates ($\text{CO}_3\cdot^-$) moins actifs.

III.7.8. Influence de l'oxygène dissous

La photo dégradation des polluants organiques nécessite la présence d'oxygène dissous dans l'effluent pour la minéralisation totale des polluants. L'équation de la réaction :



L'oxygène intervient comme un accepteur d'électron, pour empêcher la recombinaison des paires électrons/trous en formant $\text{O}_2\cdot^-$. Il augmente alors la cinétique de dégradation des polluants. L'eau peut s'oxygéner par simple agitation [4,27].

III.7.9. Influence de la turbidité

La turbidité, indique souvent la présence de particules insolubles et matières en suspension, dans l'eau (limons, argiles, micro-organismes, etc.) et de colloïdes. La turbidité dépend de nombreux facteurs comme la taille, la quantité, la forme, l'indice de réfraction des particules et la longueur d'onde de la lumière irradiante.

La présence de ces matières en suspension affecte négativement le processus photocatalytique, car ils peuvent affecter la pénétration de la lumière UV par une forte diffusion et absorption des rayons. Il est donc souhaitable de filtrer l'eau à traiter avant l'introduire dans le réacteur photocatalytique [11].

III.8. Les avantages et les inconvénients de la photocatalyse

III.8.1. Avantages

- Installation simple ;
- L'absence d'additif chimique ;
- Dégradation efficace de nombreux polluants organiques ;
- Ce procédé n'est pas sélectif et peut être utilisé pour oxyder une grande variété de composés organiques ou inorganiques ;
- Le catalyseur utilisé est non toxique et peu coûteux ;
- Le processus peut être effectué à basse température ;
- Il ne laisse pas de résidus pollués ;
- La possibilité de travailler sur de faibles concentrations de polluants ;
- Minéralisation complète des polluants à température ambiante : formation de H₂O et CO₂ ;
- Il consomme moins d'énergie ;
- L'utilisation efficace de l'énergie solaire, qui est propre, sûre et abondante [15, 28,29].

III.8.2. Les inconvénients:

- Colmatage des filtres ;
- Le photocatalyseur doit être récupéré après la réaction ;
- Efficacité et la durée de vie de la lampe sont limitées ;
- Eaux usées troubles posent des problèmes sur la dégradation photocatalytique [28,29].

Références bibliographiques

- [1] Carre, G. Compréhension des mécanismes lors de la photocatalyse appliquée à la dégradation des microorganismes: application au traitement de l'air et aux textiles autos décontaminants (Doctoral dissertation, Strasbourg, (2013).
- [2] BADAOU, M. Etude de l'Activité Photocatalytique des Catalyseurs Bi₂O₃ et WO₃ Synthétisés vis-à-vis la Dégradation de l'Orange II et du Phénol (Doctoral dissertation), (2018).
- [3] Zaviska, François, et al. "Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires." *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 22.4 (2009): 535-564.
- [4] Herrmann, J. M. Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. *Catalysis today*, 53(1), 115-129, (1999).
- [5] AMETA Ameta, Rakshit, and Suresh C. Ameta. *Photocatalysis: principles and applications*. CrcPress, (2016).
- [6] Carabin, A. Traitement photocatalytique des eaux contaminées par des résidus médicamenteux (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique), (2014).
- [7] Ahmed, S., Rasul, M. G., Martens, W. N., Brown, R., & Hashib, M. A. Advances in heterogeneous photocatalytic degradation of phenols and dyes in wastewater: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 215(1-4), 3-29, (2011).
- [8] Zhang, Jinlong, et al. *Photocatalysis: fundamentals, materials and applications*. Vol. 100. Springer, (2018).
- [9] LACOMBE S., TRAN-HI T.-H., GUILLARD C., HERMANN J.M., KELLERSPITZER V., KELLER N., MAURETTE M.-T., PICHAT P., PIGOT T., PULGARIN C., RINCON A.-G, ROBERT D., - La photocatalyse pour l'élimination des polluants. *L'actualité chimique*, 308-309, 2-16, (2007).

- [10] LAI Laid, N. Dégradation photocatalytique du mordant bleu 13 en milieu hétérogène, (2010).
- [11] Simon, J. C., B. Dauby, and S. Nonet. "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* 22, 18-20, (2008).
- [12] Chergui–Bouafia, S., & Alloune, R. Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications. *Rev. Energ. Renouvelables ICRES-07 Tlemcen*, 163-170, (2007).
- [13] Boutra, B. Contribution de la photocatalyse hétérogène à l'élimination de polluants en milieu aqueux (Doctoral dissertation), (2019).
- [14] Ibhaddon, A. O., & Fitzpatrick, P. Heterogeneous photocatalysis: recent advances and applications. *Catalysts*, 3(1), 189-218, (2013).
- [15] Jaroslaw. Combination of the biological and the photocatalytic methods in the process of municipal landfill leachate treatment. *Diss. Université Paul Verlaine-Metz*, (2004).
- [16] Djellabi, R. Contribution de la photocatalyse à l'élimination des polluants industriels. *Doctorat-LMD en Chimie, Université Badji Mokhtar–Annaba*, (2015).
- [17] Bouanimba, Nour. "Etude comparative de la dégradation photochimique et photocatalytique de quatre colorants: Impact de la structure chimique et corrélation entre l'adsorption et l'activité photocatalytique de TiO₂, (2014).
- [18] Herrmann, J-M. « Heterogeneous photocatalysis: state of the art and present applications », *Topics in Catalysis*, vol. 34, n° 1-4, p. 49-65, (2005).
- [19] Poullos, I., and I. Tsachpinis. "Photodegradation of the textile dye Reactive Black 5 in the presence of semiconducting oxides." *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology* 74(4), 349-357, (1999).
- [20] Fox, Marye Anne, and Maria T. Dulay. "Heterogeneous photocatalysis." *Chemical reviews* 93(1), 341-357, (1993).

- [21] Vincent, Guillaume. Procédé d'élimination de la pollution de l'air par traitement photocatalytique: application aux COVs. Diss. Institut National Polytechnique de Lorraine, (2008).
- [22] Ollis, David F., Ezio Pelizzetti, and Nick Serpone. "Photocatalyzed destruction of water contaminants." *Environmental Science & Technology* 25(9), 1522-1529.7, (1991).
- [23] Al Rihaymee, Luma Majeed Ahmed. Enhanced Photocatalytic Activity of Titanium Dioxide Nanoparticles by Metal Deposition. Diss. College of Science Chemistry Department Enhanced Photocatalytic Activity of Titanium Dioxide Nanoparticles by Metal Deposition A Thesis Submitted to the Council of the College of Science, University of Babylon, (2013).
- [24] Ahmed, Saber, et al. "Heterogeneous photocatalytic degradation of phenols in wastewater: a review on current status and developments." *Desalination* 261.1-(2) 3-18, (2010).
- [25] Bouhadoun, Sarah. Synthèse de nanoparticules de dioxyde de titane par pyrolyse laser et leur application en photocatalyse. Diss, (2015).
- [26] Sarantopoulos, Christos. Photocatalyseurs à base de TiO₂ préparés par infiltration chimique en phase vapeur (CVI) sur supports microfibreux. Diss, (2007).
- [27] Helali, Sihem. 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 (UV-A/UV-B). Diss, (2012).
- [28] Herrmann, J-M., C. Guillard, and P. Pichat. "Heterogeneous photocatalysis: an emerging technology for water treatment." *Catalysis Today* 17.1-2 7-20, (1993).
- [29] Zidani, L. Etude de la dégradation de quatre colorants azoïques par photocatalyse— comparaison avec d'autres procédés d'oxydation avancés (POAs). Diss. Ph. D. Thesis. Faculty of exact sciences, University of Batna, Algeria, Algeria, (2009).

Chapitre IV

Synthèse

Introduction

Les POA sont généralement considérées comme les méthodes les plus efficaces pour le traitement des lixiviats de décharge [1]. Des chercheurs signalent également que le couplage d'un processus oxydatif avec l'adsorption sur charbon actif pour le traitement des lixiviats était efficace pour l'élimination de la DCO et de l'azote [2].

Problématique

Est-ce que L'utilisation de l'adsorption comme un prétraitement avant la photocatalyse permet d'obtenir un taux d'élimination élevé des composés organiques et des métaux lourds par rapport à l'utilisation de l'adsorption ou la photocatalyse seule ?

Traitement de lixiviat par photocatalyse

Jia, Chen-Zhong, Jian-Qiang Zhu, and Qiao-Yan Qin (2013) ont fait une expérience pour étudier la variation des différentes fractions de matière organique dissoute dans les lixiviats de décharges pendant la dégradation photocatalytique par UV-TiO₂.

Ils ont étudié les lixiviats de la décharge d'Erfeishan qui est caractérisé par une faible DCO et qui était relativement stable. La matière organique dissoute (MOD) dominant le principal composant organique du lixiviat représentait jusqu'à 90 % du COT. La biodégradation était relativement faible en raison de la faible valeur de l'indice DBO/DCO (0,09), ce qui signifie que le principal composant était constitué de matières organiques réfractaires dans les lixiviats

Tableau VI. 1: Variation de la matière organique pendant le processus de traitement photocatalytique [3].

Temps de traitement(h)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	DCO (mg O ₂ /l)	COD (mg O ₂ /l)	DBO ₅ /DCO
brut	225	2440	914	0.09
6	320	1862	724	0.17
12	348	1652	611	0.21
24	392	1487	509	0.26
36	416	1258	397	0.33
48	412	1109	326	0.37
60	386	989	275	0.39
72	375	959	233	0.39

Après un traitement photocatalytique d'une durée de 72 h la DCO et la concentration en COD ont été réduites à 959 mg/L et 233 mg/L à partir d'une concentration initiale de 2440 mg/L et 914 mg/L respectivement, ce qui a permis d'éliminer 60 % de DCO et 74 % de COD. La DBO₅ a augmenté remarquablement, jusqu'à 400 mg/L après 36 h de traitement, avec légère diminution ensuite plus de 370 mg/L en 72 h .

Le rapport DBO₅/DCO a continué à augmenter jusqu'à 0,39 par rapport à la valeur initiale de 0,09, indiquant l'amélioration de la capacité de biodégradation des lixiviats par photocatalyse

Ce résultat explique que les processus photocatalytiques peuvent soit décomposer soit réarranger les structures moléculaires des matières organiques et convertir les matières organiques non biodégradables en produits plus facilement biodégradables [3].

Traitement de lixiviat par adsorption

K.Y. Foo et B.H. Hameed (2009) ont réalisé une analyse sur le traitement des lixiviats Landfill par le procédé d'adsorption sur charbon actif ainsi que sa capacité supérieure à éliminer une grande variété de polluants organiques et inorganiques dissous dans un milieu aqueux, même dans un environnement gazeux .

L'adsorption sur charbon actif a révélé l'élimination d'une quantité essentielle de composés organiques et d'azote ammoniacal des échantillons de lixiviats.

D'autre part, le lixiviat stabilisé du Goslar landfill, Germany a été en premier évalué à l'aide d'une colonne de charbon actif en grains (CAG) en 1995, illustrant une élimination de la DCO de 91% avec une concentration initiale de 940 mg O₂/L. En Grèce (Thessalonique landfill), une étude similaire a été menée avec des charbons actifs en poudre (PAC) de dosage variable (de 0,2 à 10,0 g/L), suggérant l'applicabilité de l'isotherme de Freundlich avec une élimination de la DCO de 95% (concentration initiale de 5690 mg O₂/L).

Wasay et al ont réalisé une étude séparée en utilisant du charbon actif en grains, de l'alumine activée en grains et du chlorure ferrique pour le traitement des métaux lourds [Cd(II), Cu(II), Cr(III), Mn(II), Pb(II) et Zn(II)], indiquant que le charbon actif en grains est l'adsorbant le plus efficace avec une élimination de 80-96%, à un pH de 6-7,7 (concentration initiale de 184 mg/L) [4].

Aziz et al (2014) ont étudié l'élimination de l'azote ammoniacal (N-NH₃) de les lixiviats de déchets solides municipaux en utilisant du charbon actif et du calcaire. Ils ont observé que plus de 40 % de l'azote ammoniacal avec une concentration supérieure à 1000 mg /L a été éliminé avec 42 g/L de GAC tandis que l'utilisation du calcaire seul n'a pas donné un bon résultat, avec seulement environ 19% [5].

Le couplage d'adsorption et la photocatalyse

Nomura et al (2020) ont développé un contacteur rotatif à oxydation avancée (RAOC) équipé de feuilles composites de charbon actif (AC)/TiO₂ pour l'élimination du 1,4- dioxane. Le 1,4-Dioxane est un composé organique qui ne peut pas être éliminé par les procédés biologiques, le chlore et l'osmose inverse.

Les lixiviats de la décharge sont déjà traité biologiquement (BTLL). Les feuilles ont été préparées en utilisant une technique de Pa- perçage .

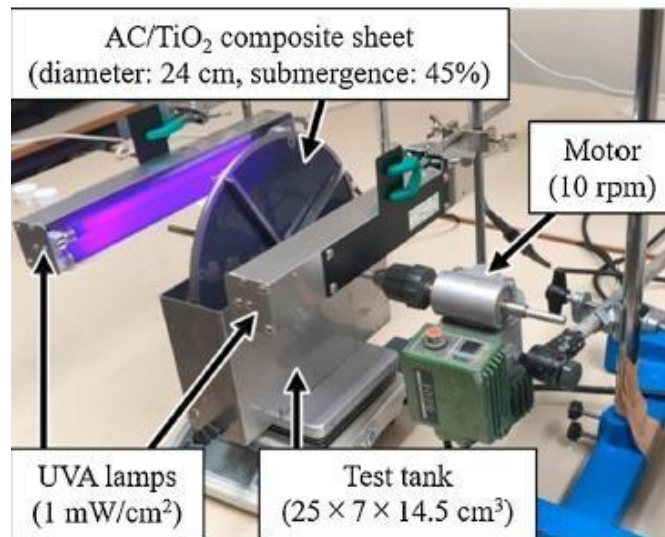


Figure VI. 1 : Contacteur rotatif à oxydation avancée équipé de feuilles de composite AC/TiO₂ [6].

La performance du COA dans l'élimination du 1,4-dioxane a été comparée à celle d'un réacteur à boue de TiO₂ en évaluant l'efficacité d'élimination dans l'eau pure (PW) et le BTLL.

Dans le réacteur à boues de TiO₂, le 1,4-dioxane était à peine dégradé dans le BTLL pendant 66 heures de traitement en raison de la forte inhibition par les substances coexistantes dans le BTLL. En revanche, le CROP a réussi à éliminer le 1,4-dioxane du BTLL de 89 % par adsorption et de 81 % par photocatalyse pendant un traitement de 66 heures. Le rapport des constantes de vitesse pour la dégradation du 1,4-dioxane dans le BTLL et la PW par le CROP était de deux ordres de grandeur supérieure à celui d'un réacteur à boues de TiO₂. Cela montre que le CRO a grandement atténué l'inhibition par la coexistence de substances dans le BTLL. L'énergie électrique requise pour la dégradation du 1,4-dioxane dans le BTLL par le RAOC était beaucoup plus faible que celle requise pour la dégradation par le réacteur à boues de TiO₂. Les résultats montrent que le RAOC équipé de plaques composites AC/TiO₂ a effectivement déplacé de nouveau le 1,4-dioxane du BTLL.

En conclusion, le 1,4-dioxane, est un produit chimique organique le plus courant dans les lixiviats, n'a pas été dégradé de manière significative par une seule POA en raison de la présence d'autres substances interférentes. La pré-adsorption sur charbon actif (AC) en

photocatalyse a augmenté la dégradation du 1,4-dioxane et a diminué la production d'intermédiaires toxiques. De ce fait, le couplage de ces deux procédés est efficace pour la dégradation des produits organiques récalcitrants [6].

Klauck et al (2019) ont fait une étude de traitement de lixiviat d'une décharge stabilisée par les procédés d'oxydation avancées POA (la photo-électro-oxydation) et l'ajout de charbon actif ainsi que l'influence de ces processus sur l'élimination de la toxicité du lixiviat par des essais biologiques dans *Allium cepa* (bulbes d'oignon).

Tableau VI. 2 : Caractéristiques physiques et chimiques des lixiviats bruts et des lixiviats traité par POA et par POA+charbon actif [2].

Paramètre	Lixiviat brut	POA	POA+AC
DCO(mg O ₂ L ⁻¹)	1113	1010	331
DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	30.0	350	50.0
Azote kjeldahl total (mg L ⁻¹)	115.5	48.1	59.6
Azote d'ammonium (mg L ⁻¹)	97.6	54.5	40.7
Nitrate (mg L ⁻¹)	1.72	47.7	29.9
Nitrite (mg L ⁻¹)	0.11	0.08	0.13
Phosphore total (mg L ⁻¹)	1.76	0.92	0.17
pH	7.73	7.06	9.48
Turbidité (NTU)	21.3	94.1	2.30
Conductivité (µS cm ⁻¹)	>1412	>1412	11.3
Chlorure (mg L ⁻¹)	125.4	184.6	31.3
Cadmium (mg L ⁻¹)	0.03	0.03	0.04
Plomb (mg L ⁻¹)	0.43	0.49	0.63
Chrome total (mg L ⁻¹)	0.01	n.d.	n.d.
Manganèse (mg L ⁻¹)	1.19	0.30	0.15
Zinc (mg L ⁻¹)	0.06	0.08	0.09

Le lixiviat étudié dans cette recherche présente une faible concentration de métaux, un pH légèrement alcalin et des niveaux élevés d'azote ammoniacal.

Le tableau n° : 02 montre qu'après traitement des lixiviats par POA ils ont observé une augmentation des valeurs de nitrates et de chlorures. L'oxydation de l'ammonium et de l'azote organique explique l'augmentation de la teneur en nitrates, tandis que l'augmentation des chlorures est liée à leur libération par l'oxydation des matières organiques chlorées. En outre, ils ont observé également une augmentation de la turbidité, ce qui témoigne de la minéralisation des composés ; étant donné que l'une des raisons de cette augmentation sont les particules inorganiques en suspension. Par ailleurs, un fait de grande importance est l'augmentation du rapport DBO5/DCO de 0,03 à 0,35, rendant l'effluent biodégradable, c'est-à-dire pouvant être traité par des procédés biologiques conventionnels, tels que les boues activées, les filtres anaérobies, entre autres.

L'association de POA qui est une combinaison du processus électrochimique de la photocatalyse hétérogène avec le charbon actif a augmenté l'efficacité du traitement, principalement en termes de DCO, d'azote ammoniacal et d'azote total Kjeldahl, atteignant une efficacité d'élimination de 70,3 %, 58,3 % et 58,4 %, respectivement[2].

Référence bibliographique

- [1] Han, Meina, et al. "Graphitic nitride-catalyzed advanced oxidation processes (AOPs) for landfill leachate treatment: A mini review." *Process Safety and Environmental Protection* (2020).
- [2] Klauck, Cláudia Regina, et al. "Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption." *Environmental Technology & Innovation* 8 (2017): 246-255.
- [3] Jia, Chen-Zhong, Jian-Qiang Zhu, and Qiao-Yan Qin. "Variation Characteristics of Different Fractions of Dissolved Organic Matter in Landfill Leachate during UV-TiO₂ Photocatalytic Degradation." *2013 Third International Conference on Intelligent System Design and Engineering Applications*. IEEE, 2013.
- [4] Foo, K. Y., and B. H. Hameed. "An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process." *Journal of hazardous materials* 171.1-3 (2009): 54-60.
- [5] Aziz, Hamidi Abdul, et al. "Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone." *Waste management & research* 22.5 (2004): 371-375.
- [6] Nomura, Youhei, Shuji Fukahori, and Taku Fujiwara. "Removal of 1, 4-dioxane from landfill leachate by a rotating advanced oxidation contactor equipped with activated carbon/TiO₂ composite sheets." *Journal of hazardous materials* 383 (2020): 121005.

Conclusion

Conclusion générale

Dans le cadre de protection de l'environnement et de recherche des technologies propres et durables pour traitement des effluents liquides, nous avons orienté ce travail vers le traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique de Bouira par adsorption qui est une méthode efficace de traitement des effluents liquides, photocatalyse qui a pris une grande importance dans ces dernières années pour traiter le lixiviat comme un processus, pour éliminer les polluants organiques et inorganiques récalcitrants et le couplage entre ces deux processus.

Dans cette étude, nous nous sommes basés sur les travaux déjà réalisés sur la photocatalyse, l'adsorption et leur couplage

La photocatalyse hétérogène a donné des résultats satisfaisants pour le traitement des lixiviats, l'élimination de 60 % de DCO et 74 % de COD et une augmentation du rapport DBO_5/DCO indiquant une amélioration de la capacité de la biodégradabilité du lixiviat par photocatalyse. Ces résultats montrent que le processus de photocatalyse peut soit décomposer les matières organiques soit convertir les matières organiques non biodégradables en produits facilement biodégradables.

L'adsorption a révélé l'élimination d'une grande quantité de composés organiques et d'azote ammoniacal

Le traitement du lixiviat par couplage photocatalytique et adsorption a donné de bons résultats ou l'association photocatalytique hétérogène avec du charbon actif a augmenté l'efficacité du traitement, principalement en termes de DCO, d'azote ammoniacal et d'azote total Kjeldahl, atteignant une efficacité d'élimination de 70,3 %, 58,3 % et 58,4 %, respectivement.

Le couplage de ces deux procédés a permis d'éliminer le 1,4-dioxane qui est un produit organique récalcitrant qui n'a pas été significativement dégradé par un seul POA. Ce qui indique que le couplage de ces deux procédés est efficace dans la dégradation des produits organiques récalcitrants.

À la lumière de ces résultats, nous voyons que la combinaison de l'adsorption et de la photocatalyse sonne comme un son intéressant pour traiter le lixiviat.

Résumé

La mise en décharge sanitaire est une technique d'élimination des déchets peu coûteuse et bien établie, appliquée dans le monde entier. Cependant, elle génère également des lixiviats qui sont des eaux usées complexes et fortement polluées, ils contiennent une grande variété de composés récalcitrants qui rendent leur traitement assez difficile par les méthodes conventionnelles.

Dans ce travail nous sommes intéressés à la Contribution au traitement de lixiviat en utilisant l'adsorption, la photocatalyse et le couplage de ces deux procédés. Ce couplage permettra d'obtenir un effet conduisant à une dégradation totale des polluants organiques et minéraux pour réduire les nuisances toxiques et la protection de l'environnement.

Mot clé : lixiviat, traitement, adsorption, photocatalyse hétérogène, couplage.

Abstract

Sanitary landfilling is a technique for the disposal of inexpensive and well-established waste management system, applied worldwide. However, it also generates leachates which are complex and highly polluted wastewaters, they contain a wide variety of recalcitrant compound that make them quite difficult to treat by conventional methods.

In this work we have focused on the contribution to leachate treatment using adsorption, photocatalysis and coupling of these two processes. This coupling will allow to obtain an effect leading to a total degradation of organic and mineral pollutants to reduce toxic nuisances and environmental protection.

Keywords: leachate, treatment, adsorption, heterogeneous photocatalysis, coupling.