



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
COLEGIO DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS PROFESIONAL

**Degradación del antibiótico levofloxacino mediante tratamientos
fotocatalíticos y biológicos con cepas bacterianas**

PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE

LICENCIATURA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

ZYANYA YOLITZI PARDO CRIVELLI

DIRECTOR DE TESIS: DR. JOSÉ CARLOS MENDOZA HERNANDEZ

CO DIRECTORA: DRA. GABRIELA PÉREZ OSORIO

FEBRERO 2025



Oficio No. FIQ/AC/010/2025
Asunto: Registro de Tema de Tesis.

C. ZYANYA YOLITZI PARDO CRIVELLI
PASANTE DE LA LICENCIATURA EN
INGENIERÍA AMBIENTAL
P R E S E N T E:

Por medio del presente me permito informarle, de la aprobación del Registro de Tema de Tesis de la Licenciatura en Ingeniería Ambiental cuyo título es el siguiente:

"Degradación del antibiótico levofloxacino mediante tratamientos fotocatalíticos y biológicos con cepas bacterianas"

Con el siguiente contenido:

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1	ANTECEDENTES
CAPÍTULO 2	METODOLOGÍA
CAPÍTULO 3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CONCLUSIONES
BIBLIOGRAFÍA

Director de Tesis: Dr. José Carlos Mendoza Hernández.

Lo cual me permito comunicarle para su conocimiento y fines consiguientes aclarando que la vigencia de este tema será **UNICAMENTE POR UN AÑO**.

Atentamente,
"Pensar Bien, Para Vivir Mejor"
H. Puebla de Zaragoza a 22 de agosto de 2025

Dra. Valeria Jordana González Coronel
Secretaria Académica

C.c.p. Director de Tesis: Dr. José Carlos Mendoza Hernández.
C.c.p. Archivo.

Facultad
de Ingeniería
Química

Av. San Claudio s/n, Col. San
Manuel, Ciudad Universitaria,
Puebla, Pue. C.P. 72590
01 (222) 229 55 00
Exts. 7250 y 7251

Agradecimientos

A mis Ome Tonalli, mi mamá que me enseñó la importancia de dejar este mundo en mejores condiciones del que lo encontramos, motivándome y guiándome a cada paso, forjando metas, celebrando mis logros y apoyándome en mis errores, y mi hermana, que me ha cuidado y protegido siempre y me ha dejado experimentar con ella sin saber que hacía crecer a una pequeña científica.

A un chico lindo de cabello negro y ojos verdes, que ha crecido conmigo, que camina a mi lado y me incentiva a ser la mejor versión de mí, con retos, risas, tiempo, guía y cariño.

A mis asesores por su confianza, paciencia y tiempo que me dieron a lo largo de este proceso, retándome a conocer y desarrollar habilidades importantes para la investigación y para mi desarrollo en el área de la Ingeniería Ambiental.

Y por último a la Tlali Nantli, por permitirme estar y desarrollar una carrera enfocada en su cuidado.

Para mi Nezani, que es mi roble, mi naturaleza, mi ave y mi caminante
para seguir siempre adelante y servir.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	12
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	13
III. JUSTIFICACIÓN	16
IV. HIPÓTESIS	17
V. OBJETIVOS	17
5.1 General	17
5.2 Específicos	17
VI. MARCO TEÓRICO	19
6.1 Contaminación en agua	19
6.1.1. Contaminantes emergentes	20
6.2. Antibióticos	24
6.2.1. Levofloxacino	27
6.3. Problemática ambiental de los antibióticos	29
6.3.1. Bacterias resistentes a antibióticos.....	29
6.3.2. Resistencia microbiana a levofloxacino.....	31
6.4. Fotocatálisis	32
6.4.1. Procesos fotocatalíticos.....	33
6.4.2. Parámetros de la fotocatálisis.....	34
6.4.3. Catalizadores.....	36
6.5. Biorremediación	39
6.5.1. Técnicas de biorremediación	39
VII. MARCO REFERENCIAL	42
7.1. Contaminación por fármacos	42
7.1.1. Degradación de antibióticos	42
7.2. Tratamientos microbiológicos para levofloxacino	44
VIII. METODOLOGÍA	46

8.1. Pruebas Fotocatalíticas	46
8.1.1. Preparación de muestras sintéticas de levofloxacino	46
8.1.2. Prueba de oscuridad	46
8.1.3. Fotodegradación solar de levofloxacino	46
8.1.4. Evaluación del porcentaje de degradación.....	48
8.2. Biorremediación	49
8.2.1. Obtención de cepas	49
8.2.2. Aislamiento de colonias bacterianas	49
8.2.3. Preparación de inóculo.....	50
8.2.4. Identificación de Cepas potencialmente resistentes y con capacidad de degradación.....	50
8.2.5. Degradación de LEVO 25mgL ⁻¹ con cepas bacterianas	50
8.2.6. Pruebas Bioquímicas.....	50
8.2.7. Preparación de Inóculo para procedimiento secuencial.....	51
8.3. Degradación con procedimiento secuencial fotocátalisis-microbiológico	52
8.3.1. Cinética de degradación	52
8.3.2. Pruebas de toxicidad	53
IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
9.1. Desempeño fotocatalítico	55
9.1.1. Evaluación de la fotólisis	55
9.1.2. Prueba de oscuridad	56
9.1.3. Análisis de la Fotodegradación solar	58
9.1.4. Eficiencia de Fotodegradación de levofloxacino	59
9.2. Análisis microbiológico	63
9.2.1. Obtención y aislamiento de cepas.....	63
9.2.2. Identificación de cepas potencialmente resistentes.....	65
9.2.3. Degradación de levofloxacino con cepas bacterianas.....	66

9.2.4.	Pruebas bioquímicas	66
9.3.	Proceso secuencial de fotocátalisis y microbiológico	68
9.3.1.	Cinética de degradación	72
9.3.2.	Pruebas de fitotoxicidad.....	74
X.	CONCLUSIÓN	76
XI.	BIBLIOGRAFÍA.....	78

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química Levofloxacino. Fuente National Library of Medicine. (s.f.).....	27
Figura 2. Representación de la banda de valencia y la banda de conducción en proceso de la fotocátalisis durante la fotoxidación con radiación del semiconductor. Fuente: Palacios, 2021.	32
Figura 3. Estructura tetragonal de la anatasa. fuente: Dubed, 2017	36
Figura 4. Estructura tetragonal del rutilo. Fuente Dubed, 2017.....	36
Figura 5. Muestras de levofloxacino para fotocátalisis expuestas a radiación solar en parrillas de agitación. Fuente: Elaboración propia	47
Figura 6. Fotografía del espectro de absorción de levofloxacino en el espectrofotómetro UV/VIS. Fuente: Elaboración propia	48
Figura 7. Matraces con caldo LB de las tres diferentes fuentes de muestreo y los tres medios de cultivo para aislamiento de las bacterias (King, Mac Conkey y nutritivo). Fuente: Elaboración propia.....	49
Figura 8. Muestras de levofloxacino después de la fotocátalisis enriquecidos con medio mínimo mineral. Fuente: Elaboración propia	52
Figura 9. Espectro de absorción de levofloxacino de la muestra de blanco durante el proceso de fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia	56
Figura 10. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacino con TiO_2 como catalizador durante la fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia	57
Figura 11. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacino con $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ como catalizador durante la fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia.....	57
Figura 12. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacino con SiO_2 como catalizador durante la fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia	58
Figura 13. Comportamiento de la degradación de levofloxacino con los diferentes catalizadores durante el proceso de fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia.	62
Figura 14. Variación de la concentración de LEVO durante la fotólisis y el tratamiento microbiológico con la cepa 18. Fuente: Elaboración propia.	70

Figura 15. Variación de la concentración de LEVO durante la fotocatalisis con TiO_2 y el tratamiento microbiológico con la cepa 20. Fuente: Elaboración propia. 71

Figura 16. Variación de la concentración de LEVO durante la fotocatalisis con $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ y el tratamiento microbiológico con la cepa 21. Fuente: Elaboración propia. 71

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los antibióticos. Fuente: López et al., 2017, pág. 23-90	25
Tabla 2. Clasificación de las quinolonas. Fuente Obando et al., 2020.	26
Tabla 3. Posibles subproductos derivados de la degradación de quinolonas. Fuente Fraile 2020.	44
Tabla 4. Concentración de levofloxacino y porcentaje de degradación de levofloxacino durante la fotocatalisis. Fuente: Elaboración propia.	60
Tabla 5. Morfología colonial de las cepas aisladas en Agar Mac Conkey, Agar King y Agar Nutritivo después de 24 hrs de incubación. Lugar de origen. HT (Hospital de Tetela de Ocampo), RA (Rio Atoyac) y RT (Río de Tetela de Ocampo). Fuente: Elaboración propia.	64
Tabla 6. Porcentaje de degradación de las cepas con tres concentraciones de antibiótico [10 mgL ⁻¹ , 25 mgL ⁻¹ y 50 mgL ⁻¹] después de 7 día de incubación. Siglas de origen: [Mc] Agar MacConkey, [N] Agar nutritivo, [K] Agar King; [RT] Rio Tetela, [HT] Hospital Tetela. Fuente: Elaboración propia.....	65
Tabla 7. Porcentaje de degradación de levofloxacino después de 7 días con tratamiento microbiológico. Fuente: Elaboración propia.	66
Tabla 8. Resultado de las pruebas bioquímicas aplicadas a las 5 cepas elegidas para la degradación de antibiótico. Fuente: Elaboración propia.	67
Tabla 9. Concentración y porcentaje de degradación de levofloxacino en el proceso secuencial de fotocatalisis y microbiológico. Fuente: Elaboración propia.	69
Tabla 10. Parámetros cinéticos de levofloxacino para el tratamiento de fotólisis y microbiológico para cada cepa y consorcio.....	72
Tabla 11. Parámetros cinéticos de levofloxacino para el tratamiento de con TiO ₂ y microbiológico para cada cepa y consorcio.....	73
Tabla 12. Parámetros cinéticos de levofloxacino para el tratamiento de TiO ₂ /SiO ₂ y microbiológico para cada cepa y consorcio.....	73
Tabla 13. Respuesta biológica determinada en plántulas de Medicago Sativa expuesta a los residuos del tratamiento secuencial.	75

I. INTRODUCCIÓN

Hoy en día como consecuencia de las actividades antropogénicas se desarrollan una serie de problemáticas ambientales en las que se destacan las emisiones de gases de efecto invernadero y el calentamiento global. Sin embargo, debido a la continua generación de residuos provenientes de diversos procesos químicos como la producción de cosméticos, productos de limpieza o fármacos, se ha generado una problemática no solo ambiental sino también de salud pública. Los contaminantes que se generan se desechan de manera errónea y se encuentran con mayor frecuencia en aguas residuales donde convergen con otros materiales formando un problema mayor de contaminación. Algunos de estos compuestos son de uso diario o común como medicamentos, cosméticos, antibióticos, entre otros, los cuales tienen diversas afectaciones en el medio ambiente como efluentes de aguas residuales, ecosistemas aledaños, aguas de riego, cultivos, entre otros.

Estos compuestos reciben el nombre de "Contaminantes Emergentes" por sus diversos orígenes y cantidad emitida, la mayoría no han sido estudiados igual que otros contaminantes, no obstante, las investigaciones al respecto comienzan su apogeo originando más trabajos que permiten conocer su origen, causas, consecuencias y soluciones para su tratamiento. Debido a su composición química y propiedades fisicoquímicas la mayoría de los contaminantes emergentes son solubles en agua y bioacumulables, por lo que es probable que se encuentren no solo en cuerpos de agua superficiales sino también en aguas subterráneas, suelos de cultivo, entre otros (Tejeda, 2014).

Dentro de los contaminantes emergentes encontramos a los fármacos y medicamentos, pues debido a los avances en la medicina y el tratamiento de enfermedades e infecciones se ha promovido la generación y el consumo de estos. Esto ocasiona una problemática ambiental crítica por la presencia de estos contaminantes en cuerpos de agua como mantos freáticos, aguas superficiales, aguas residuales, etc., originando consecuencias negativas para el ambiente y la salud humana. Estas consecuencias engloban desde la alteración de los ecosistemas donde se encuentren hasta la generación de nuevos compuestos tóxicos y bacterias resistentes a antibióticos provocando además de un problema ambiental, un problema de salud pública grave

En este trabajo se estudia la degradación del antibiótico levofloxacinó debido a su importancia en la sociedad pues se encuentra dentro de los 10 antibióticos más usados (Díaz, 2020).

La principal problemática con la que se encuentra su tratamiento radica en que es persistente tanto en las aguas residuales como en los efluentes de las plantas de tratamiento, exponiendo así la baja capacidad que estas tienen para tratar o disminuir las concentraciones de fármacos presentes, por esto la necesidad de investigar y proponer tratamientos económicos y amigables con el ambiente que permitan su eliminación de los cuerpos de agua antes de que tengan consecuencias negativas.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El interés por los contaminantes emergentes se ha ido incrementando debido a que las consecuencias que estos tienen en el medio ambiente y la salud humana son más evidentes cada vez. Si bien, los contaminantes emergentes se presentan en pequeñas cantidades, estos son generados constantemente por diversas fuentes como efluentes de hospitales o centros de salud, aguas residuales provenientes de unidades habitacionales, escuelas, entre otros, lo que en conjunto provoca una acumulación de contaminantes significativa en lugares de interés como aguas subterráneas, mantos freáticos o corrientes de agua que tienen contacto con los humanos y animales. La problemática de los contaminantes emergentes radica en las reacciones y subproductos que se pueden generar cuando los compuestos entran en contacto con otras sustancias u organismos presentes en los efluentes en donde se encuentren los contaminantes, estas reacciones pueden ir desde la producción de compuestos tóxicos hasta la transformación de organismos y afectación en la cadena trófica (Impluvium, 2021).

Este trabajo se centrará en los antibióticos como contaminante emergente de interés. Sus principales afectaciones al medio ambiente comienzan por su persistencia en cuerpos de agua, resaltando las aguas residuales ya que son su principal vía de entrada a los ecosistemas. Esto se da por el consumo y la excreción de estos fármacos, además de la inadecuada eliminación de los medicamentos, pues se estima que gran proporción de los medicamentos caducados no son desechados en los lugares adecuados por lo que pueden entrar en contacto con el desagüe a través de lavabos o inodoros (Barrantes, 2022).

La presencia de contaminantes emergentes en el ambiente, específicamente de los antibióticos representa una problemática ecológica con diferentes vertientes, como la producción y propagación de bacterias resistentes a antibióticos que genera una amenaza a la salud pública (AEMPS, 2024) ya que limita el tratamiento a enfermedades e infecciones. La resistencia de las bacterias a los antibióticos es una de las mayores amenazas que enfrentan los seres humanos según la Organización Mundial de la Salud (Gaceta UNAM, 2024). Esto se debe a que, además de formar bacterias resistentes a antibióticos, estas se dispersan por distintos medios, pues la mayoría de los sistemas de tratamientos de aguas residuales no pueden eliminar estos contaminantes o ni siquiera los contemplan, por lo que su propagación se da rápidamente.

Esta resistencia que se menciona anteriormente tiene afectaciones importantes en la salud humana pues de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud estas bacterias provocan que seamos más susceptibles a infecciones que son cada vez más difíciles de tratar y que se presentan con mayor frecuencia representando una causa de muerte más probable, aún incluso cuando se hable de enfermedades comunes.

Otro de los efectos al ambiente que tienen los antibióticos es su persistencia en las aguas residuales dado que no son compuestos que se puedan degradar parcial o completamente a través de los procesos convencionales en los tratamientos de aguas residuales, pues estos están desarrollados para remover moléculas menos complejas que los antibióticos. Por otra parte, los antibióticos también representan una amenaza para los procesos biológicos convencionales pues como es sabido estos utilizan microorganismos para degradar contaminantes como compuestos orgánicos (Romero, 2017).

Aunado a lo que se menciona anteriormente es necesario presentar las afectaciones a la diversidad y las cadenas tróficas que tiene la presencia de fármacos en el ambiente. Uno de estos es la eliminación de microorganismos en suelo y agua que afecta radicalmente todos los procesos biológicos que llevan a cabo estos organismos en los ecosistemas como la fijación de nutrientes o la degradación de compuestos, por lo que las cadenas tróficas se ven alteradas. Por otra parte, esto es solo una fracción de las afectaciones a la biodiversidad pues hoy en día se conocen algunos casos de mortalidad de ejemplares de especies marinas y terrestres debido a la exposición a fármacos que se tienen en los cuerpos de agua, así mismo algunas especies marinas han sufrido alteraciones en sus sistemas al presentar los efectos secundarios de los antibióticos (Osakidetza, 2016).

III. JUSTIFICACIÓN

La necesidad de eliminar diversos compuestos contaminantes en el ambiente sin generar residuos químicos o una mayor contaminación, es de suma importancia para la humanidad, especialmente si nos enfocamos en efluentes como las aguas residuales puesto que consideramos el agua como un recurso escaso e importante, por lo que su recuperación es imperativo para la humanidad lo que conlleva a que los estándares para la calidad del agua incluso en aquellas de reciclaje sean aún más estrictos (Garces, 2004). Esta necesidad ambiental genera el avance de tratamientos alternativos amigables con el ambiente entre los que destacan la biorremediación y la fotocatalisis pues estos representan una solución con pocas afectaciones ambientales para la eliminación de compuestos contaminantes.

En la actualidad los procedimientos para eliminar contaminantes de las aguas residuales no están diseñados para eliminar algunos contaminantes emergentes tan complejos como los antibióticos (Romero, 2017). Pues a pesar de que varios trabajos reportan el uso de procesos de oxidación avanzada para degradar levofloxacino presentan ciertas desventajas como el costo debido al uso de lámparas de luz ultravioleta, un porcentaje de degradación bajo, presencia de intermediarios tóxicos, entre otros (Ben Ayed et al, 2022).

Por esta razón se propone la investigación de un tratamiento secuencial con procesos de fotocatalisis y biodegradación con cepas bacterianas capaces de degradar los antibióticos con el fin de que se puedan considerar para la introducción a los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales de tal forma que, al trabajar con dos procesos de eliminación de contaminantes se pueda proponer una solución más compleja y eficaz, eliminando así las desventajas de los procesos individuales.

En este estudio se aplicará la fotocatalisis con el catalizador $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ y sus precursores TiO_2 y SiO_2 de manera individual como referencia para evaluar su desempeño fotocatalítico, ya que representa una de las nuevas tecnologías que tienen diversas ventajas sobre los tratamientos convencionales pues además de ser de bajo costo y amigable con el ambiente pueden trabajar bajo condiciones que otros procedimientos no pueden como variaciones en pH y presencia de compuestos tóxicos, así mismo, debido a su reactividad con compuestos orgánicos se disminuye la presencia de subproductos tóxicos que se puedan generar a partir de los

contaminantes presentes (Garces, 2004). Debido a las desventajas que presenta el TiO_2 por su persistencia en el agua después del proceso, se utilizará el SiO_2 para soportar el catalizador de forma que se amplie el área de superficie y por consiguiente el área de incidencia de la radiación solar.

Así mismo, seguido del tratamiento fotocatalítico se propone hacer uso de la biorremediación, pues es una tecnología que permite mitigar mediante las interacciones biológicas los efectos perjudiciales al ambiente de algunos contaminantes pues reduce o remueve los compuestos peligrosos de diversos orígenes por lo que su campo de aplicación es muy amplio y actualmente tiene una vasta popularidad en el tratamiento de aguas residuales (Garzón, 2017). Es por esto, que la presente investigación busca cepas resistentes a antibióticos que tengan la capacidad de biorremediación pues representan una alternativa eficaz y de bajo costo, con la poca probabilidad de contaminación secundaria como principales ventajas de aplicación, además del apoyo a los tratamientos secundarios de aguas residuales preservando la viabilidad de los microorganismos usados en esta parte del tratamiento (Milena, 2023).

IV. HIPÓTESIS

La aplicación de los tratamientos secuenciales de fotocatalisis y microbiológicos conllevará a la disminución de la concentración de levofloxacino presente en cuerpos de agua.

V. OBJETIVOS

5.1 General

Proponer un tratamiento para la degradación del antibiótico levofloxacino por medio del proceso conformado por fotocatalisis seguido de un tratamiento microbiológico.

5.2 Específicos

- Evaluar la fotodegradación de levofloxacino a 25 mgL^{-1} mediante fotocatalisis con el catalizador $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ y sus precursores TiO_2 y SiO_2
- Aislar y caracterizar cepas bacterianas resistentes a antibióticos

- Establecer consorcios bacterianos para la degradación del antibiótico levofloxacino
- Determinar el porcentaje de degradación de levofloxacino de las cepas bacterianas de manera individual y por consorcios bacterianos
- Evaluar la eficiencia de degradación del levofloxacino con el tratamiento secuencial de fotocátalisis y microbiológico.
- Analizar la fitotoxicidad del efluente obtenido del proceso secuencial fotocátalisis-microbiológico.

VI. MARCO TEÓRICO

6.1 Contaminación en agua

Los procesos diarios que realizamos tanto en la industria como en instituciones, universidades, laboratorios, hospitales, unidades habitacionales, etc., genera una diversa variabilidad en la composición de los desechos. Estos desechos, en su mayoría químicos, llegan a las aguas residuales por medio de descargas sin tratamientos previos, una mala gestión de los residuos sólidos urbanos, tiraderos clandestinos, descargas de aguas sin regulación, malas prácticas en la agricultura e industria alimenticia etc. (Becerril, 2014), lo que desencadena una serie de consecuencias negativas no solo para el medio ambiente si no para el ser humano y la salud. Dentro de los contaminantes que podemos encontrar en el agua están aquellos de composición orgánica como hidrocarburos, fenoles, plaguicidas, fármacos y otros de composición química como metales pesados como plomo, arsénico, mercurio etc. (Palacios, 2021).

Estos contaminantes pueden alterar significativamente la composición del agua y por consiguiente la vida que se desarrolla a partir de esta. Debido a la presencia de contaminantes en el agua cada vez encontramos cuerpos de agua realmente afectados con un déficit de oxígeno, eutrofización debido a la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos como hidrocarburos, colorantes, pesticidas, entre otros (Ordoñez, 2017).

Existen una serie de problemáticas que engloban a los contaminantes presentes en agua, entre ellos la continua generación proveniente de diversas fuentes, lo que impide que se ataque el problema de raíz y nos hace enfocarnos en el tratamiento de los contaminantes una vez presentes en los cuerpos de agua. (Palacios, 2021).

Las investigaciones para la degradación o eliminación de la contaminación del agua son cada vez más populares debido a la importancia de este recurso para nuestra vida, los parámetros de calidad del agua son cada vez más altos. Hoy en día las plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) presentan un desafío mayor, pues las regulaciones presentan límites máximos permisibles más estrictos incluso para el agua de reusó, además de satisfacer la demanda de agua que hoy en día es mucho mayor debido al crecimiento poblacional. (Palacios, 2021).

Uno de los principales contaminantes con los que se enfrentan los tratamientos de aguas residuales son los fármacos, estos son medicamentos que se ingieren con regularidad por humanos y animales como los antiinflamatorios, antibióticos de amplio espectro, analgésicos, etc., estos no son absorbidos en su totalidad por el metabolismo por lo que se excretan en orina y heces hacia las aguas residuales, entrando en contacto con microorganismos lo que causa un problema no solo ambiental sino también de salud pública (Barrantes, 2022). La presencia de estos contaminantes se puede dar por la descarga de aguas en hospitales y unidades habitacionales. Dentro de sus consecuencias se encuentra la alteración de los sistemas acuáticos y la posibilidad de contaminar no solo aguas residuales sino también agua potable (Palacios, 2021).

6.1.1. Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y composición, que se encuentran en concentraciones bajas en cuerpos de agua, suelo y aire, dentro de sus características se destacan su bioacumulación en el ambiente y su solubilidad en agua lo que provoca que permeen con mayor facilidad en ecosistemas y cuerpos de agua (Martin, 2019). Entre estos podemos encontrar productos como aditivos industriales, productos de cuidado personal, fármacos, hormonas, agentes tensoactivos, etc. Debido a la amplia gama de contaminantes emergentes el estudio de sus consecuencias en el ambiente y su legislación se vuelve más complicado excluyéndolos incluso de normativas que regulen los niveles en los que se presentan en los ecosistemas debido a la poca información que se encuentra sobre ellos (Gil et al, 2012).

Los contaminantes emergentes representan una problemática para su regulación por la dificultad para realizar el análisis de sus compuestos en cuerpos de agua debido a la variación en las fuentes de origen y la composición de los vertimientos, así como las posibles consecuencias en los procesos biológicos de especies y ecosistemas que entren en contacto con estos. Actualmente se tiene registro de fármacos como anticonceptivos, medios de contraste, analgésicos, antibióticos, esteroides, etc. presentes en aguas residuales y otros cuerpos de agua (Tejeda, 2014).

Debido a la variabilidad en su origen y características, su clasificación es una herramienta importante para su investigación y tratamiento, su clasificación es la siguiente:

Fármacos

Se consideran como uno de los contaminantes emergentes de gran importancia por su persistencia y acumulación en cuerpos de agua, suelo y aire. Debido a su composición química que comprende la solubilidad en agua y su acción contra los microorganismos representan una problemática para la salud humana y diversos ecosistemas. Su origen se debe sobre todo al uso para combatir enfermedades humanas, uso veterinario e incluso uso alimenticio para la preservación e inocuidad de los alimentos (Martin, 2019).

Dentro de los fármacos encontramos tres grupos principales por ser los de mayor consumo, los analgésicos, antihipertensivos y los antibióticos. En el grupo de los analgésicos podemos encontrar medicamentos de uso común como el ibuprofeno o el diclofenaco, este grupo de medicamentos suele ser automedicado por las personas con mucha regularidad. Por otra parte, los antihipertensivos se utilizan con popularidad debido a que la hipertensión es una enfermedad frecuente, principalmente en adultos y adultos mayores, dentro de ellos podemos encontrar el metoprolol, propranolol, entre otros (Gil et al, 2012).

Los antibióticos, que son el principal contaminante de esta investigación son fármacos de uso común para combatir organismos patógenos que afectan a humanos y animales, además de una amplia aplicación en alimentos. Algunos ejemplos de antibióticos reportados en el medio ambiente como cuerpos de agua son las tetraciclinas, los macrólidos y las quinolonas (Gil et al, 2012).

Hormonas Esteroides

Estas se pueden encontrar de forma natural debido a que el ser humano las produce en órganos como los testículos, ovarios, corteza adrenal y placenta, de esta forma encontramos hormonas como la testosterona, aldosterona, cortisol y estrógenos. Así mismo, podemos encontrar hormonas sintetizadas en forma de píldoras anticonceptivas o medicamentos como la oxandrolona y nandrolona, estas llegan a cuerpos de agua debido a que las plantas de tratamiento de aguas residuales no son capaces de eliminarla (Gil et al, 2012).

Productos de cuidado personal

Son productos que utilizamos en nuestras rutinas diarias como fragancias, repelentes de insectos, bloqueador solar, productos de baño, etc. En su mayoría se utilizan en mayor cantidad a la indicada por lo que se encuentran con facilidad en el ambiente ya que algunos de estos son volátiles por lo que se encuentran no solo en cuerpos de agua si no también en aire. Debido a su composición y cantidad pueden representar un grave problema de salud pues pueden provocar resistencia microbiana o mutaciones peligrosas en roedores y animales acuáticos (Martin, 2019).

Productos retardantes de flama

Se basan sobre todo en compuestos como los organofosfatos, compuestos bromados, etc. Los podemos encontrar en aparatos como ordenadores, electrodomésticos, aparatos electrónicos, etc. Debido a que desde su producción se originan una amplia gama de mezclas y aditivos no es posible conocer la naturaleza exacta de su composición por lo que su estudio es complicado (Rocha et al., 2015).

Surfactantes

Los encontramos en diversos productos tales como detergentes, dispersantes, emulsantes, agentes espumantes, solubilizadores, recubrimientos, aceites combustibles, lubricantes, pesticidas agrícolas, entre otros. Su composición en su mayoría comprende agentes tensoactivos y se han encontrado altas concentraciones en ríos y lagos (Gil et al., 2012).

Pesticidas y biocidas

Son productos utilizados en el control de plagas, animales y enfermedades que afectan a los cultivos o suelos agrícolas. La principal problemática reside en su persistencia en el ambiente pues se pueden encontrar en suelos agrícolas, en aire como compuestos que posteriormente se precipitan al suelo o cuerpos de agua, alimentos, etc. (Martin, 2019).

Productos para tratamiento de aguas

Son aquellos productos o subproductos utilizados en el tratamiento de aguas residuales principalmente para la desinfección, algunos de estos no pueden ser removidos del agua una vez pasado el proceso de desinfección y crean subproductos más tóxicos (Martin, 2019).

Aditivos industriales

Si bien la mayoría de los contaminantes provenientes de los procesos industriales ya se consideran dentro de las regulaciones, existen otros que por su cantidad generada y la insuficiente información de los subproductos que se generan el proceso se consideran como contaminantes emergentes, algunos de ellos son los benzotriazoles y las dioxinas (Gil et al., 2012).

Aditivos alimentarios

Algunos de estos productos suelen utilizarse en la conservación de los alimentos o en la mejora de su sabor, textura, etc., un ejemplo de esto es el hidroxitoluenobutilado que se utiliza para prevenir el desgaste de las grasas en alimentos (Gil et al, 2019)

Dentro de los contaminantes emergentes se tiene un principal interés en fármacos como los antibióticos ya que sabemos que estos representan un avance significativo en la medicina y el desarrollo de la esperanza de vida de los seres humanos, en consecuencia, su producción ha ido creciendo, registrando un aumento de más del 50% desde el año 2000 (Martínez, 2020). Su presencia en el medio ambiente se debe a que los antibióticos llegan a los efluentes de aguas residuales debido al consumo humano, pues una vez que estos entran al organismo no son degradados por completo por lo que en su mayoría son desechados al drenaje por medio de las heces y la orina llegando finalmente a las aguas residuales y los ecosistemas (Ame, 2023).

Algunos países registran cantidades grandes de presencia de fármacos en cuerpos de agua, en el caso de antibióticos podemos encontrarlos casi a la misma concentración que los pesticidas (Tejeda, 2014).

Si bien en México existen diversas normas establecidas por la Comisión Nacional del Agua, La secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la secretaria de salud como la NOM-001-SEMARNAT-1996: que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales hacia aguas y bienes nacionales o la NOM-002-SEMARNAT-1996: establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas tratadas que se reúsen en servicios al público. No se señalan o mencionan los contaminantes emergentes ni los fármacos por lo que su regulación sigue siendo arbitraria y descontrolada (Palacios, 2021).

6.2. Antibióticos

Los antibióticos son fármacos utilizados para el tratamiento de infecciones causadas por bacterias, su origen puede ser natural como los encontrados en hongos como el del pan o de origen sintético donde se modifiquen sus estructuras (Paredes & Roca, 2004). Estos fármacos tienen diferentes mecanismos de acción que van desde la eliminación de las bacterias hasta la detención del proceso de reproducción, evitando así que la infección se propague (Werth, 2024). Su uso combatiendo enfermedades e infecciones además de su utilización en la industria alimenticia los vuelve populares para el consumo humano incrementando su uso.

Como se menciona anteriormente los antibióticos tienen distintas formas de acción, están los bactericidas que son los que eliminan al patógeno causando su muerte, por otra parte, están los bacteriostáticos que son aquellos que inhiben el crecimiento del patógeno pero que pueden dejarlo vivo o activo simplemente suspenden la reproducción (Paredes & Roca, 2004). Estas formas de actuar lo hacen a través de varios mecanismos:

Inhiben la formación de la pared celular de la bacteria lo cual permite el flujo de agua o compuestos externos hacia el interior de la bacteria comprometiendo su integridad.

Propician la producción de autolisinas lo que provoca la muerte celular (Muñoz, et al., 2004).

Inhiben la síntesis de proteínas al actuar directamente sobre los ribosomas, por consiguiente, se detiene el proceso de reproducción de la célula.

Interfieren con la síntesis del DNA al inhibir la síntesis de ácidos nucleicos como las ADN-girasas y la ARN-polimerasa (Paredes & Roca, 2004).

Además de sus mecanismos de acción los antibióticos se clasifican dependiendo de su estructura química y son divididos en clases (Tabla 1), sin embargo, a pesar de pertenecer a la misma clase, pueden presentar efectos diferentes en el cuerpo y atacar con menor o mayor eficacia a ciertos grupos de bacterias (Werth, 2024).

Tabla 1. Clasificación de los antibióticos. Fuente: López et al., 2017, pág. 23-90

Grupo	Antibiótico
Aminoglucósidos	Estreptomina; neomicina; amikacina; kanamicina; tobramicina; gentamicina; espectinomicina.
Anfenicoles	Cloranfenicol
Betalactámicos	Penicilinas, Amoxicilina, Amoxicilina + Ácido clavulánico Penicilina G benzatínica
Cefalosporinas	Ceftriaxona
Glucopéptidos	Vancomicina; teicoplanina.
Lincosamidas	Clindamicina; lincomicina.
Macrólidos	Eritromicina; espiramicina; josamicina; midecamicina; roxitromicina; azitromicina; claritromicina; telitromicina
Misceláneas	Mupirocina; fosfomicina; ácido fusídico; polimixinas; bacitracina; gramicidina; tirotricina; retapamulina
Quinolonas	Ciprofloxacino; ofloxacino; levofloxacino ; moxifloxacino; norfloxacino.
Sulfonamidas	Trimetoprima; cotrimoxazol
Tetraciclinas	Doxiciclina; minociclina; tetraciclina; oxi tetraciclina; tigeciclina.

Para poder trabajar con los antibióticos, además de la clasificación y el mecanismo de acción es necesario conocer dos indicadores:

Concentración mínima bactericida. Hace referencia a la mínima cantidad de antibiótico para eliminar 10^5 bacterias en 1 mL de medio de cultivo.

Concentración mínima inhibitoria. Cantidad más baja del antibiótico donde se suspende el crecimiento bacteriano de 10^5 bacterias en 1 mL de cultivo.

Debido al uso extenso de los antibióticos en farmacéutica, industria alimenticia y medicina se desechan frecuentemente en los cuerpos de agua, algunos antibióticos como las fluoroquinolonas no son metabolizados completamente por lo que se excretan al ambiente con mayor disponibilidad, esto es de gran preocupación ya que como se sabe la problemática

principal de los antibióticos en el ambiente es la propagación de bacterias resistentes a antibióticos, sin embargo, se tiene una preocupación por las consecuencias causantes de la toxicidad de los fármacos como la alteración de los ciclos hidrológicos o de las especies acuáticas (Palacios, 2021).

Fluoroquinolonas

Las fluoroquinolonas son el tercer grupo de antibióticos más prescritos para tratamientos en el mundo (Ben Ayed et al, 2022). Las quinolonas o fluoroquinolonas son un grupo de antibióticos sintéticos. Su mecanismo de acción los hace efectivos para actuar contra microorganismos resistentes a antibióticos como las penicilinas, cefalosporina, tetraciclinas, entre otros. Las quinolonas actúan inhibiendo a la enzima topoisomerasa II y topoisomerasa IV bacterianas, que son necesarias para la replicación de ADN por lo que su mecanismo es efectivo (Carrillo, 2018). De ello deriva su amplio espectro de acción y su buena biodisponibilidad (López et al., 2017, pág. 23-90).

La acción bactericida de este grupo de antibióticos es la de concentración-dependiente, es decir, que su actividad bactericida será mayor en tanto su concentración en sangre aumente aproximadamente 30 veces más que la concentración inhibitoria (Carrillo, 2018).

La estructura química de las quinolonas se compone de una estructura química común con dos anillos. Uno aromático y una piridona. Si se encuentra un átomo de flúor entonces la estructura recibe el nombre de fluoroquinolona (Obando et al., 2020). Su clasificación (Tabla 2) es la siguiente:

Tabla 2. Clasificación de las quinolonas. Fuente Obando et al., 2020.

Clase	Antibióticos
Primera generación	Norfloxacin
Segunda generación	Ciprofloxacino Ofloxacino
Tercera generación	Levofloxacino Moxifloxacino Gemifloxacino

Las fluoroquinolonas tienen actividad sobre las siguientes bacterias

- Haemophilus influenzae
- Moraxella catarrhalis
- Mycoplasma spp
- Chlamydia spp
- Especies de Chlamydia
- Legionella spp
- Enterobacterales
- Pseudomonas aeruginosa
- Mycobacterium tuberculosis

(Obando et al., 2020).

6.2.1. Levofloxacin

El levofloxacin (Figura 1) es una fluoroquinolona de tercera generación con una actividad microbiológica enfocada en enterobacterias, estreptococos y patógenos atípicos. Ha demostrado una efectividad alta en el tratamiento contra grampositivos como *Staphylococcus aureus* o *Streptococcus pneumoniae* (Ben Ayed et al, 2022). Sin embargo, presenta baja susceptibilidad a gramnegativos en comparación con otras quinonas como el ciprofloxacino (Carrillo, 2018).

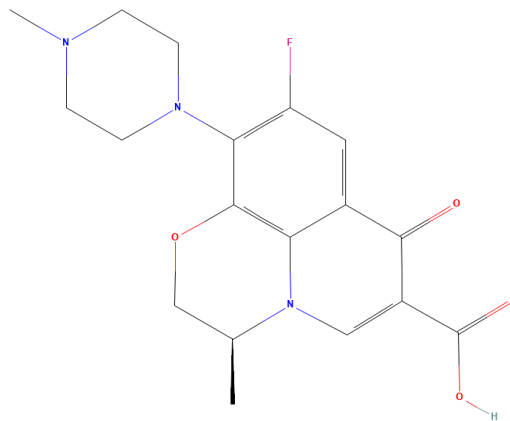


Figura 1. Estructura química Levofloxacin. Fuente National Library of Medicine. (s.f.)

Fórmula Molecular

$C_{18}H_{20}FN_3O_4$

“Levofloxacinó es un agente antibacteriano sintético de la familia de las fluoroquinolonas y es el enantiómero S (-) de la sustancia activa racémica ofloxacinó” (AEMPS, 2019).

Mecanismo de acción

“Como antibiótico fluoroquinolónico, el levofloxacinó actúa inhibiendo al complejo ADN-ADN girasa, es decir, directamente sobre enzima topoisomerasa II y topoisomerasa IV bacterianas “(AEMPS, 2019).

Esta quinolona en conjunto con otros antibióticos como el moxifloxacinó y la gatifloxacinó forman el grupo que coloquialmente se conoce como las “quinolonas respiratorias” pues han probado una alta eficacia contra las bacterias responsables de enfermedades respiratorias (National Library of Medicine. (s.f.)) Sin embargo, tiene una amplia aplicación en el tratamiento de otras enfermedades como las que se mencionan a continuación:

- Infecciones complicadas del tracto urinario
- Prostatitis bacteriana crónica
- Ántrax por inhalación: profilaxis post exposición y tratamiento curativo
- Sinusitis bacteriana aguda.
- Exacerbación aguda de la enfermedad pulmonar obstructiva crónica incluyendo bronquitis.
- Neumonía adquirida en la comunidad.
- Infecciones complicadas de piel y tejidos blandos.
- Cistitis no complicadas

Levofloxacinó presenta algunas reacciones adversas cuando tiene contacto o se administra simultáneamente con calcio, aluminio o magnesio, también con preparaciones de zinc, hierro y algunos cationes metálicos. Estas alteraciones resultan en una disminución de la absorción de levofloxacinó (Carrillo, 2018).

Por otra parte, el consumo de levofloxacinó no indicado por un médico o el contacto no regulado puede provocar reacciones adversas en la salud humana como problemas metabólicos, reacciones alérgicas graves y una alteración en el sistema nervioso (Palacios, 2021). Estas

alteraciones pueden afectar no solo a los humanos sino también a las especies que entren en contacto con el levofloxacino ya sea por medio de los cuerpos de agua o por la mala gestión de los residuos y medicamentos.

6.3. Problemática ambiental de los antibióticos

La presencia de bacterias resistentes a antibióticos se da debido a la generación descontrolada de contaminantes emergentes en cuerpos de agua y medio ambiente como partículas PM 2.5. Debido a su uso constante es muy común encontrarnos con la presencia de ciertos contaminantes emergentes como los antibióticos en efluentes como las aguas residuales en cantidades desconocidas, lo que favorece la reproducción de bacterias resistentes a los antibióticos, pues se combinan diversos compuestos químicos con una gran variedad de microorganismos como la microbiota humana y animal expuestos a la constante descarga de contaminantes como residuos de productos farmacéuticos o industriales, desinfectantes, etc. (Barrantes, 2022).

En su mayoría esta problemática ambiental se debe a las prácticas inapropiadas de los contaminantes, específicamente de los antibióticos que se originan no solo por el tratamiento de enfermedades del ser humano, sino también en sectores como la ganadería donde el control de sus desechos es prácticamente nulo.

6.3.1. Bacterias resistentes a antibióticos

Desde la invención de los primeros antibióticos como la penicilina se han desarrollado nuevos medicamentos más fuertes y efectivos y con este desarrollo a su vez también tenemos microorganismos más fuertes y resistentes. En los años 80's se creía que todas las bacterias e infecciones estarían controladas, sin embargo, por la popularidad y el descontrolado uso de los antibióticos se aceleró el proceso de resistencia de las bacterias a estos fármacos. Aproximadamente el 60% de las infecciones en hospitales son causadas por bacterias resistentes (Muñoz et al., 2004).

Las bacterias resistentes a antibióticos son aquellas con la capacidad de resistir los efectos de los fármacos, esta es una característica que puede ser adquirida durante el proceso de infección y tratamiento o inherente a la bacteria (Giono-Cerezo et al., 2020)

Los mecanismos que utilizan las bacterias para desarrollar la resistencia a los antibióticos son los siguientes:

- Producción de enzimas que actúan inactivando el medicamento, las bacterias gram-positivas las producen de manera extracelular y las gram-negativas las originan por transposones.
- Fallo del antibiótico para localizar o llegar al punto diana, es decir que la bacteria puede transformarse realizando cambios en la pared celular o en los sistemas de transporte del antibiótico impidiendo que ataquen el sitio de acción
- Expulsión del fármaco por un sistema de bombeo que expulsa el medicamento del interior al exterior de la bacteria
- Alteración enzimática del antibiótico cambiando la naturaleza de este (Paredes & Roca, 2004).

Cabe mencionar que existen bacterias que desde su origen son inmunes a los efectos de los antibióticos, ya sea porque producen enzimas inhibitorias o porque el antibiótico no encuentra el punto de acción (Paredes & Roca, 2004).

La ONU nos menciona que una de las principales amenazas a la que está expuesto el ser humano en la actualidad es las infecciones causadas por bacterias resistentes a antibióticos, ya que tiene profundas implicaciones en nuestra salud y por consiguiente en otros aspectos de la sociedad. Es por esto por lo que la Organización de las Naciones Unidas ha publicado una lista de las principales bacterias resistentes a antibióticos con su respectiva prioridad, esto con el fin de promover la investigación y plan de acción para su mitigación (WHO, s.f.).

En Latinoamérica las bacterias resistentes a antibióticos causan una variedad de infecciones cada vez más difíciles de diagnosticar y tratar como la tuberculosis, colera, neumonía, entre otras enfermedades cuyo tratamiento ya había sido establecido pero que debe cambiar por la resistencia de las bacterias (Paredes & Roca, 2004).

6.3.2. Resistencia microbiana a levofloxacino

Las grandes demandas por el uso de LEVO producen una mayor presencia de este fármaco en aguas residuales, a pesar de su biodisponibilidad para la ingesta por vía oral o intravenosa, el levofloxacino no metabolizado puede excretarse en un 70 % conservando su forma original, por lo que se desecha en grandes cantidades, esto hace que la probabilidad de que el fármaco entre en contacto con las bacterias presentes en cuerpos de agua sea mucho mayor y se precipite su resistencia al mismo (Ben Ayed et al, 2022).

El mecanismo de resistencia de las bacterias a levofloxacino se adquiere a través de un proceso gradual provocado por mutaciones en el punto diana de la topoisomerasa II (ADN girasa) y en la topoisomerasa IV lo que inhibe la efectividad de acción del antibiótico sobre la bacteria. Así mismo, se pueden desarrollar otros mecanismos como el que presentan las *Pseudomonas aeruginosa* donde disminuyen la permeabilidad de la membrana dificultando el contacto del antibiótico con el interior de la célula. Algunas fluoroquinolonas se han dejado de utilizar para ciertas enfermedades como la gonorrea por la resistencia microbiana. Las bacterias que han generado mayor resistencia para el grupo de las fluoroquinolonas son *P. aeruginosa*, *S. pneumoniae* y especies de *Neisseria* (AEMPS, 2019).

6.4. Fotocatálisis

La necesidad por crear nuevas tecnologías que ayuden a eliminar los contaminantes presentes en cuerpos de agua permitió el desarrollo de técnicas verdes y amigables con el ambiente como la fotocatálisis. Esta técnica emplea el uso de fotocatalizador, es decir, una sustancia reactiva a la luz suspendida en una sustancia acuosa con el sustrato o compuesto que se pretende eliminar, los cuales se activan mediante la presencia de radiación solar que produce una foto excitación (Nevárez et al., 2017).

En términos generales la fotocatálisis es la propiedad que permite que mediante una irradiación de fotones alta se provoque la excitación de los electrones al pasar de una banda de valencia a otra que posteriormente se utilizan para la realización de reacciones de óxido-reducción. Es importante mencionar que en la fotocatálisis a diferencia de la catálisis el sitio activo y la velocidad de reacción dependen de factores como la intensidad de la radiación y no del sitio activo donde actúa el catalizador (Nevárez, et al.,2017).

Al irradiar la muestra con luz solar se produce una excitación en los electrones generando que migren de la banda de valencia a la banda de conducción como se muestra en la figura 2 formando un fenómeno conocido como el par electrón-hueco en la banda de conducción, estos pares interactúan con las molécula del agua formando radicales libres o moléculas (OH^\cdot), y los huecos en la banda de valencia actúan con compuestos oxidantes creando superóxidos, lo que da lugar a las reacciones óxido-reducción (Escobar y Solís, 2021; Palacios 2021).

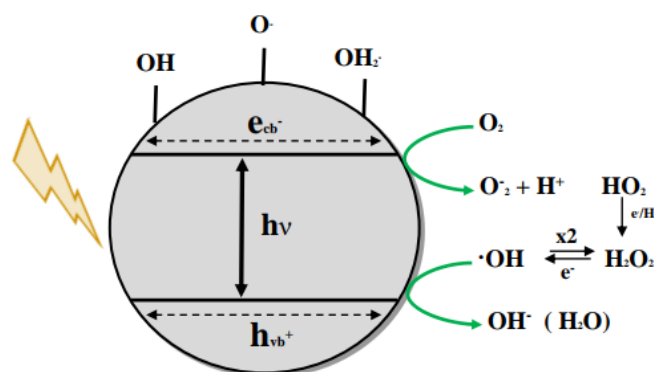


Figura 2. Representación de la banda de valencia y la banda de conducción en proceso de la fotocatálisis durante la fotooxidación con radiación del semiconductor. Fuente: Palacios, 2021.

Existen dos tipos de fotocatalisis, heterogénea y homogénea. La fotocatalisis homogénea consiste en que el catalizador está disuelto en el agua a tratar que ya contiene el contaminante de modo que todos se encuentran en una misma fase. Para este tipo de fotocatalisis se utilizan compuestos como el peróxido de hidrógeno que ya se encuentra en fase acuosa (Garcés, et al, 2004).

Por otro lado, la fotocatalisis heterogénea que es la que se llevará a cabo en este trabajo consiste en que el catalizador se encuentra como sólido formando una sustancia estable bajo la radiación solar promoviendo las reacciones redox. Para este tipo de tratamiento se utiliza un fotocatalizador que es una sustancia o compuesto fotosensible que absorbe los fotones iniciando la reacción de adsorción y transformación del contaminante (Casillas, 2020). Existen diversos catalizadores utilizados dentro de los que destacan Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 (Garcés et al., 2004).

La fotocatalisis heterogénea se puede emplear en distintas fases; gaseosa, sólido/líquido o líquido. Estas fases dependen de la forma en la que se encuentre el fotosensibilizador o catalizador como se nombra en este trabajo. El catalizador es un semiconductor que al ser irradiado con luz promueve electrones de la banda de valencia a la banda de conducción generando espacios libres en la banda de valencia con carga positiva conocidos como oxidantes pues son aceptores de electrones. Al mismo tiempo los electrones que pasaron a la banda de conducción son donadores de electrones conocidos como reductores por lo que el catalizador es una sustancia altamente reactiva que interactúa con el sustrato empleado (Casillas, 2020).

Para entender mejor el mecanismo de trabajo de la fotocatalisis es importante entender los procesos que conlleva este tratamiento.

6.4.1. Procesos fotocatalíticos

Fotólisis. Este proceso consiste en suministrar energía a compuestos químicos en forma de radiación la cual puede ser con energía solar, lámparas de UV, infrarrojo, etc., para que estas sean absorbidas por las moléculas para lograr estados de excitación y promover las reacciones deseadas (Garcés et al., 2004).

Fotooxidación. Consiste en la irradiación de luz hacia la muestra para provocar por medio de radicales libres diversas reacciones redox. Esta reacción no es posible sin la presencia de agentes oxidantes ya que estos permiten que haya radicales libres (Garcés et al., 2004).

6.4.2. Parámetros de la fotocatalisis

Para lograr un buen resultado en el proceso fotocatalítico es importante considerar ciertos parámetros y condiciones óptimas para el funcionamiento del proceso los cuales son:

Catalizador. Las características del catalizador son importantes pues alteran significativamente las reacciones del proceso, por lo que es importante tomar en cuenta la distribución del tamaño de partícula del catalizador, el área superficial y la forma de partículas (Casillas, 2020). Así mismo, la cantidad del catalizador tiene una relación directa con la degradación del contaminante, es decir, a mayor concentración de catalizador mayor será la degradación o transformación del contaminante. Sin embargo, debido a la naturaleza de algunos catalizadores y a las características del tratamiento se debe considerar la turbidez que las partículas del catalizador puedan ocasionar sin que interfiera con el efecto de la radiación y el paso de la luz (Garcés et al., 2004).

Agente oxidante. Uno de los oxidantes más utilizados para estos tratamientos es el oxígeno ya que además de su bajo costo y accesibilidad no compite con el proceso de adsorción del contaminante. Como se mencionó anteriormente la presencia de un oxidante es fundamental para lograr las reacciones deseadas por lo que si se acaba el oxígeno y no se encuentra otro oxidante las reacciones se detendrán. Para evitar este problema se puede suministrar aire controlado que permita la suspensión del catalizador en la disolución y la inmersión de oxígeno (Garcés et al., 2004).

Concentración inicial del contaminante. El proceso de degradación mediante fotocatalisis sigue un mecanismo común donde la velocidad de reacción depende directamente de la superficie cubierta por el sustrato o contaminante (Garcés et al., 2004).

Colector o reactor solar. Este parámetro se basa en el mismo principio que define la concentración del contaminante pues considera como factor principal la relación del área o superficie de captación y el volumen del reactor que se utilice para el proceso.

La aplicación principal de la fotocatalisis se resalta en los tratamientos terciarios pues es eficaz para la eliminación de compuestos complejos y difíciles de degradar, además de todos los procesos de oxidación avanzada la fotocatalisis representa una alternativa amigable con el ambiente y económica por el uso de luz solar como fuente de radiación eliminando el uso de lámparas costosas. Además de esto este proceso no es selectivo por lo que tiene una amplia aplicación en contaminantes complejos (Casillas, 2020).

Otras de las ventajas de utilizar un proceso de oxidación avanzado es que se puede lograr una mineralización de contaminantes complejos como compuestos aromáticos y lograr obtener moléculas simples como dióxido de carbono. Por otra parte, debido a su reactividad con compuestos orgánicos e inorgánicos la probabilidad de generar subproductos más tóxicos después del proceso fotocatalítico es baja en comparación con otros métodos. Aunado a lo anterior, otra ventaja que podemos mencionar acerca de estos procesos es que los productos utilizados para el proceso se descomponen fácilmente en subproductos inocuos (Garcés et al., 2004)

El uso de la fotocatalisis para la degradación de contaminantes en aguas residuales es eficaz debido a la producción de radicales que permite la transformación y degradación de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Algunos aniones como el N, P, S, F son oxidados hasta su mayor nivel sin formar productos dañinos o tóxicos, a su vez, la fotocatalisis tiene un gran campo de aplicación en la remoción de metales pesados tales como (Pb, Zn, Ni, Cu, PB). No obstante, el principal punto de interés para los procesos fotocatalíticos son los compuestos orgánicos complejos, pues puede mineralizar compuestos tóxicos orgánicos como alifáticos y aromáticos transformándolos en compuestos más simples como nitratos, CO₂ y sulfatos (Nevárez et al., 2017).

6.4.3. Catalizadores

El desempeño de un material en la fotocatalisis depende de diversas características tales como: el ancho de banda prohibida, la posición relativa de los electrones en la banda de valencia y la banda de conducción, la longitud de onda en la que presentan actividad, la turbidez, porosidad, entre otros (Dubed, 2017).

Óxido de titanio

El TiO_2 es un óxido metálico semiconductor (Hernández et al., 2008) que se puede encontrar de forma cristalina, es químicamente estable y posee una gran propiedad de foto estabilidad, lo que lo hace muy atractivo para procesos de oxidación avanzada (Galeno et al., 2013). Dentro de sus aplicaciones lo podemos encontrar desde la industria farmacéutica y cosmética como en el uso de bloqueadores solares y bases de maquillaje, hasta en el tratamiento de contaminantes como aguas residuales, biosensores, purificación del agua, entre otros (Nevárez et al., 2017; Dubed, 2017).

El TiO_2 se puede encontrar de tres formas distintas anatasas, rutilo y brookita. Las dos primeras son las más estudiadas para los procesos de fotocatalisis. En el tamaño de partícula de los 10-25 nm que son los utilizados en fotocatalisis, su forma más estable es la anatasa (Nevárez et al., 2017) esto se puede dar debido a que estructuralmente los enlaces Ti-Ti en esta fase son mayores que los del rutilo tal como se muestra en las imágenes 3 y 4 (Dubed, 2017).

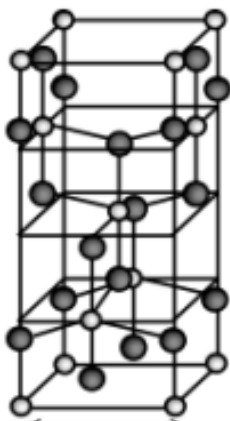


Figura 3. Estructura tetragonal de la anatasa. fuente: Dubed, 2017

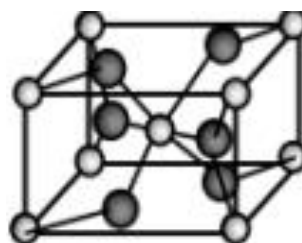


Figura 4. Estructura tetragonal del rutilo. Fuente Dubed, 2017.

Óxido de silicio

El óxido de silicio SiO_2 también conocido como sílice es un mineral abundante en la tierra. Su estructura es tetraédrica y sus compuestos se dividen en dos, la forma cristalina y la forma amorfa. Los compuestos cristalinos se componen de patrones repetitivos por lo que se podría decir que es una molécula gigante con una red cristalina muy fuerte. El óxido de silicio es muy poco reactivo por lo que se considera inerte (Stea, 2020).

El uso más común para la sílice es el filtrado de bebidas como jugos y cerveza. Sin embargo, debido a su estabilidad en las reacciones con otros compuestos, sirve como abrasivo y facilita la suspensión de otras sustancias lo que puede ser de gran utilidad para la combinación con otros metales en la fotocatalisis pues se destaca como soporte de catalizadores (Stea, 2020).

$\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$

Los óxidos de titanio y silicio combinados son materiales con gran aplicación en los procesos de fotocatalisis debido a su resistencia química. El uso como catalizadores se debe a la estabilidad térmica y altas áreas de superficie. La eficacia de un catalizador se puede aumentar o disminuir debido al área superficial disponible, esta puede ser aportada por otros materiales como la adición de SiO_2 que permite una capacidad mayor de absorción que la del TiO_2 por sí solo añadiendo además una transparencia óptica que mejora el paso de la luz. La adición del SiO_2 proporciona una mayor área superficial potenciando las reacciones catalíticas y la absorción de fotones la cual es determinada por el tamaño de las partículas (Galeano et al., 2013). Así mismo, el SiO_2 se ha empleado para eliminar el inconveniente que presenta el TiO_2 por su método de aplicación debido a que este se usa normalmente en suspensión dificultando su recuperación con una pérdida estimada de 30% (Rosales & Esquivel, 2022).

Para sintetizar estos materiales se puede hacer uso de distintas técnicas como métodos físicos (espumoso y ablación láser) que utilizan herramientas como altas temperaturas y presiones con la necesidad de compuestos altamente puros por lo que su aplicación es costosa y con un alto riesgo. Por otro lado, tenemos los métodos químicos como sonoquímica sol-gel, deposición de vapor químico y el más destacable el método de sol-gel (Rosales & Esquivel, 2022).

La eficacia del combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ ha sido probada en la degradación de compuestos orgánicos como el metanol y colorantes como el azul de metileno teniendo resultados sumamente prometedores y eficaces con tiempos de degradación de hasta 30 min. Por otra parte, tienen aplicación en diversos campos como hidrofobicidad, antirreflejantes, entre otros. (Babyszko et al., 2022).

6.5. Biorremediación

Con toda la contaminación emitida día a día por las actividades antropogénicas como la quema de combustibles fósiles, derrames petroleros, productos químicos etc., nuevas tecnologías han surgido para el tratamiento o eliminación de contaminantes. Dentro de estas tecnologías destaca la biorremediación que se basa en el uso de organismos vivos o parte de ellos para la transformación o eliminación de contaminantes presentes en suelo, agua, alimentos, etc. En su mayoría se utilizan para transformar los compuestos contaminantes en productos menos dañinos o tóxicos para el ambiente (Cota et al., 2018).

Se ha demostrado que el uso de sistemas microbiológicos tiene una gran eficacia para la eliminación o transformación de compuestos tóxicos transformándolos en compuestos menos tóxicos o inocuos. Los principales productos resultantes de los tratamientos biológicos son

- Mineralización: Ocurre cuando hay una degradación completa del contaminante.
- Biotransformación: Algunos microorganismos no logran degradar el contaminante, pero si transformarlo, esta transformación puede resultar en un compuesto más simple o uno más tóxico que el contaminante mismo.
- Recalcitrantes: Son aquellos contaminantes que no sufren degradación o transformación y se acumulan en el ambiente (Cuatle et al., 2021).

Algunos de los contaminantes donde la biorremediación tiene mayor campo de acción son los pesticidas, metales pesados, hidrocarburos, nitros aromáticos, esteroides, etc. En su mayoría se utilizan sistemas de biorremediación como pretratamientos, no obstante, también pueden ser ocupados posterior a otros procesos (Cota et al., 2018).

6.5.1. Técnicas de biorremediación

La efectividad de un tratamiento de biorremediación depende de diversos factores que están determinados por el lugar donde se realice el tratamiento, este puede ser *ex-situ* o *in-situ* (Montenegro et al., 2019).

- **Ex-situ:** Hace referencia a que el proceso se lleva a cabo en un lugar preparado para el tratamiento fuera del sitio de origen o contaminación. Ocupa 4 estrategias diferentes como herramientas de aplicación
- **Landfarming:** Remoción del suelo que está contaminarlo para depositarlo sobre una geomembrana que esta previamente preparada.
- **Biopilas:** Mezcla del suelo contaminado con un suelo previamente preparado para colocarlos en un área determinada con condiciones específicas.
- **Biorreactores:** Reactores que almacenan sólidos, suelos y sedimentos al igual que aguas contaminadas donde se añaden inóculos con los microorganismos elegidos para el tratamiento, además de nutrientes y bajo condiciones controladas (Cota et al., 2019).

In-situ: Se refiere a que el procedimiento se lleva a cabo en el mismo lugar donde se origina la contaminación o se identifica el problema

- **Atenuación natural:** Hace referencia los procesos biológicos y naturales de los ecosistemas donde no se utiliza la intervención humana para la remediación de contaminantes pues se tienen las condiciones favorables de pH, temperatura, humedad entre otros, que propician una biorremediación natural.
- **Bioventeo:** Suministro de aire o nutrientes al área contaminada ya sea suelo o agua mediante conductos y tuberías que permiten llegar a lugares con poca oxigenación, se hace uso de esta estrategia debido a que se tiene el control de los nutrientes y la cantidad de aire introducido.
- **Bioestimulación:** Provee de nutrientes u oxígeno a los microorganismos para estimular su metabolismo y que degradan o transformen con mayor facilidad el contaminante.
- **Bioaugmentación:** Añade microorganismos naturales o biomodificados a la fuente contaminada para acelerar la reacción (Cuatle et al., 2021).

Para considerar y diseñar un buen tratamiento de biorremediación es importante considerar 3 factores importantes:

- **Contaminante.** Debemos conocer la toxicidad, concentración, disponibilidad en el ambiente, solubilidad, etc.

- **Ambiente.** Este factor puede alterar por completo el resultado del tratamiento por lo que es importante conocer el pH, la temperatura, humedad y nutrientes disponibles
- **Características de los microorganismos.** Factor elemental para la aplicación de los tratamientos y se debe conocer la capacidad metabólica del organismo, principal fuente de carbono y rango de temperatura (Cuautle. 2019).

Dentro de las bacterias más utilizadas para el tratamiento de aguas residuales se destacan las *Pseudomonas*, *Bacillus* y *Clostridium* (Diaz, 2020)

VII. MARCO REFERENCIAL

7.1. Contaminación por fármacos

Los fármacos están dispersos por todo el ambiente ya que los tratamientos de aguas residuales convencionales solo pueden removerlos parcialmente, provocando que estén presentes en los efluentes provenientes de estos tratamientos y que entren en contacto con aguas superficiales (Natalli & Fumagalli, 2017). Esto provoca que los fármacos continúen afectando los ecosistemas, además de estar disponibles para la formación de compuestos más tóxicos.

Las concentraciones de los antibióticos en aguas residuales aún son inciertas y poco estudiadas, no obstante, podemos conocer las dosis administradas o recomendadas para LEVO. Su presentación en pastillas es de 500 mg y esta suele administrarse una vez al día o dos dependiendo de la gravedad de la enfermedad, el tratamiento suele durar de 7 a 10 días (Cima, s.f.). La disponibilidad de LEVO para su absorción en el cuerpo esta en un rango de 95-98% de la dosis administrada, lo que nos indica que se puede excretar mediante orina aproximadamente un 5% de la dosis indicada (PLM Medicamentos, 2024). Lo que es una concentración alta cuyas repercusiones aún son estudiadas.

Por esto, es importante proponer métodos eficientes de degradación de antibióticos, donde se logre la transformación de estos en compuestos más simples, no tóxicos y biodegradables.

Los sistemas de tratamiento con fotocátalisis son muy efectivos para eliminar contaminantes de las aguas residuales debido a que pueden trabajar incluso con bajas concentraciones del contaminante asegurando su destrucción de manera completa además de no generar lodos en la mayoría de los casos (Moreno, 2020).

7.1.1. Degradación de antibióticos

Para este efecto los procesos como la fotólisis, sonólisis, fotocátalisis homogénea y heterogénea usando diferentes catalizadores como dióxido de Titanio, óxido de zinc, sulfuro de zinc, entre otros, han demostrado ser de los más efectivos para estos tratamientos (Kumar et al., 2022). Esto se debe a que los procesos de oxidación avanzada que se mencionan

anteriormente son capaces de mineralizar los compuestos orgánicos bajo condiciones adversas a diferencia de otros métodos, además, debido a que su objetivo es el formar radicales libres como OH^+ promueven la aceleración de reacciones que mineralizan los contaminantes deseados como los fármacos (Palacios, 2021).

La fotocatalisis heterogénea es un proceso de oxidación avanzada donde se utiliza una sustancia fotosensible que acelera la reacción al formar radicales libres de OH^+ que interactúan con las moléculas del contaminante y lo mineralizan. Para el caso de los antibióticos se han reportado diversos trabajos que utilizan procesos de oxidación avanzada. Entre estos destacan la fotocatalisis con el uso de TiO_2 como principal catalizador en su forma cristalina (Kumar et al., 2014). Y la utilización de lámparas UV como fuente de radiación, lo que representa una desventaja para el proceso (Natali & Fumagalli, 2017).

Debido a que el uso de lámparas UV representan una pequeña desventaja económica para los procesos de fotocatalisis, se han propuesto alternativas como el uso de luz solar como fuente de radiación en la fotocatalisis posicionando la conversión de la luz solar como uno de los principales objetivos de las investigaciones actuales (Dubed, 2017). El uso de la energía solar podría significar una reducción en los costos del proceso y una alternativa con menor impacto ambiental (Garcés et al., 2004), obteniendo resultados similares o incluso mejores que con otros materiales.

El catalizador más empleado para la fotocatalisis como se mencionan anteriormente es el TiO_2 pues ha reportado una degradación de hasta 49 % para el tratamiento de amoxicilina (Escorcia, 2023) y de un 90% para Levofloxacin. Kumar et al., en su artículo del 2014 trabaja con TiO_2 sintetizado y comercial para la degradación de antibiótico empleando luz ultravioleta como fuente de radiación obteniendo una disminución de hasta 90% después de un proceso de 120 min. En sus resultados reporta además la presencia de intermediarios expresados en el espectro de absorción que disminuyen según pasa el tiempo del procedimiento. Por otra parte, recuperan las partículas del catalizador mediante filtración ya que se encuentra en forma cristalina y realizan el experimento dos veces más para evaluar la eficacia del catalizador después de 3 procesos obteniendo resultados alentadores.

Sin embargo, a pesar de su eficacia para el tratamiento de compuestos orgánicos complejos el TiO_2 presenta ciertas desventajas. Químicamente este catalizador tiene una fuerte probabilidad

de recombinación de los pares electro-hueco sobre la superficie del TiO₂ ocasionando una reacción contraria a lo deseado en la fotocatalisis reduciendo el rendimiento (Nevárez et al., 2017) y generando una situación crítica debido a que no hay una separación física entre los sitios de reacción (Dubed, 2017).

Existen otros catalizadores que se utilizan para la degradación de fármacos como tetraciclina y ciprofloxacino como el ZnO, pero su uso no es tan común debido a la formación de intermediarios y subproductos tóxicos como otros medicamentos (Fraile, 2020).

Los productos de la degradación de los antibióticos pueden resultar en estructuras y comportamientos diferentes, más simples o en algunos casos más tóxicos que el mismo antibiótico. Por consiguiente, es necesario que al realizar cualquier tratamiento se analicen los subproductos potencialmente tóxicos de manera que se pueda cuantificar o identificar algún compuesto (Tabla 3) y así saber si nuestro tratamiento es efectivo (Fraile, 2020).

Tabla 3. Posibles subproductos derivados de la degradación de quinolonas. Fuente Fraile 2020.

Molécula	Nombre	Observaciones
C ₁₆ H ₁₈ FN ₃ O ₂	Begatina	Tratamiento de Epilepsia
C ₁₆ H ₁₈ FN ₃ O ₃	Norfloxacino (quinolonas)	Infecciones urinarias
C ₁₇ H ₁₆ FN ₃ O ₅	Flunitrazepam	Ansiedad e Insomnio

No obstante, a pesar de la efectividad de los procesos de oxidación avanzada se recomienda el uso de un tratamiento complementario como uso de microondas, tratamientos químicos y biológicos (Natalli & Fumagalli, 2017).

7.2. Tratamientos microbiológicos para levofloxacino

Como sabemos los tratamientos microbiológicos representan una alternativa económica y amigable con el ambiente para los tratamientos de distintos contaminantes y los fármacos no son la excepción. Los principales tratamientos microbiológicos para la degradación de levofloxacino son las cepas bacterianas, enzimas y hongos, presentados en diversas formas como lodos activados o biodiscos. Sin embargo, estos tratamientos muestran ciertas

desventajas o limitaciones como lo son el tiempo total del proceso, Maia et al., presentan en el 2018 un trabajo de degradación de levofloxacino y ofloxacino utilizando las cepas bacterianas *Labrys portucalensis* F11 y *Rodococo* sp. FP1, con un tiempo de degradación de 28 días.

La degradación de levofloxacino ha presentado resultados prometedores con el uso de enzimas como lacasa, pues se han reportado resultados que oscilan de 70-99% de degradación (Mathur et al, 2021). La desventaja que presentan este tipo de tratamientos recae en las condiciones en las que se debe llevar a cabo el tratamiento, pues los cambios de temperatura y pH pueden modificar significativamente el rendimiento de la enzima, por lo que el tratamiento puede ser costoso y no aplica para las condiciones variables de las aguas residuales.

Un ejemplo más de la susceptibilidad del uso de enzimas a las condiciones ambientales es el trabajo presentado por Blanquez et al. en 2016 donde menciona que para que la enzima lacasa pueda tener un rendimiento significativo se debe desarrollar bajo condiciones de pH ácidas, por lo que su monitoreo y tratamiento previo representa una desventaja de tiempo y logística para su implementación en las plantas de tratamiento ya establecidas.

VIII. METODOLOGÍA

8.1. Pruebas Fotocatalíticas

Se analizó el porcentaje de degradación del antibiótico a la concentración inicial de 25 mgL^{-1} con un blanco y tres diferentes catalizadores;

- Óxido de Titanio (fase anatasa)
- Óxido de Silicio
- Compuesto Combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ en una relación 1:3 (Babyszko et al., 2022).

8.1.1. Preparación de muestras sintéticas de levofloxacin

Se añadió 500 mL de agua destilada a un matraz de bola con capacidad de 1000 mL, Se consideraron dos matraces para cada catalizador por el duplicado más el blanco, dando un total de 7 matraces. A cada matraz se le agregó el antibiótico levofloxacin a una concentración de 25 mgL^{-1} y el catalizador correspondiente a 25 mgL^{-1} a excepción del blanco el cual solo contenía el antibiótico. Se tomó una alícuota de cada matraz de aproximadamente 3mL como muestra inicial.

8.1.2. Prueba de oscuridad

Las muestras se sometieron a una prueba de oscuridad colocando los matraces en parrillas de agitación sostenidas en soportes universales asegurando la estabilidad del matraz para establecer el equilibrio de adsorción-desorción (Kumar et al., 2014). La velocidad de agitación debe ser similar en todos los matraces. La prueba tuvo una duración de dos horas iniciando a las 9:00 hrs y finalizando a las 11:00 hrs. La segunda alícuota fue tomada una vez finalizada la prueba de oscuridad.

8.1.3. Fotodegradación solar de levofloxacin

Día 1. 20 de agosto 2024



*Figura 5. Muestras de levofloxacino para fotocatalisis expuestas a radiación solar en parrillas de agitación.
Fuente: Elaboración propia*

Posterior a la prueba de oscuridad las muestras fueron sometidas a la luz solar (Figura 5). Los matraces se colocaron en parrillas de agitación sostenidas con soportes universales asegurando una inclinación tal que se pudiera aprovechar la mayor superficie de contacto con la luz solar.

Las muestras fueron colocadas en un sitio donde la luz solar era directa y no presentaba obstáculos en ningún momento durante el experimento. Las muestras fueron sometidas a la radiación solar durante cuatro horas en un horario de 11:00 hrs a 15:00 hrs y las alícuotas fueron tomadas cada dos horas. Para evitar la evaporación del agua con el aumento de la temperatura se cubrieron los matraces con Parafilm.

Día 2. 21 de agosto 2024

Al día siguiente los matraces fueron nuevamente expuestos a radiación solar iniciando a la misma hora del día anterior, es decir a las 11:00 hrs para asegurar que la radiación solar fuera similar. Para asegura la presencia de oxígeno se agregó una bomba de aire que suministro oxigeno durante las cuatro horas del segundo día. Las alícuotas fueron tomadas al inicio del segundo día y cada dos horas hasta terminar la jornada

8.1.4. Evaluación del porcentaje de degradación

Los espectros de absorción de las alícuotas fueron leyeron utilizando el espectrofotómetro UV/VIS (PerkinElmer modelo Lambda 25) (Figura 6). El porcentaje de degradación se obtuvo a través la **ecuación 1** (Go et al., 2022)

$$\text{Degradación (\%)} = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde C_0 es la concentración inicial en la longitud λ_{max} para LEVO y C es la concentración variable en λ_{max} después de (Go et al., 2022).

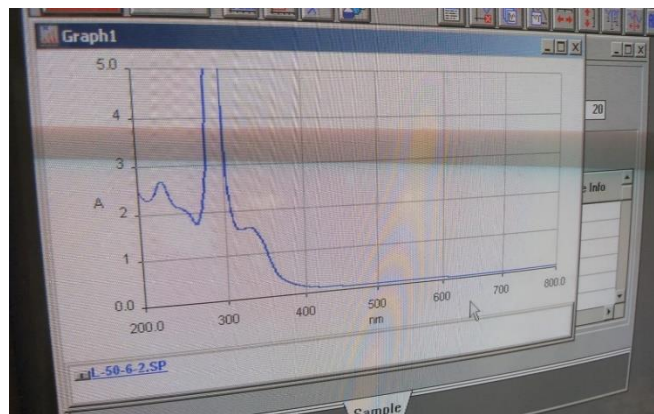


Figura 6. Fotografía del espectro de absorción de levofloxacinó en el espectrofotómetro UV/VIS. Fuente: Elaboración propia

8.2. Biorremediación

8.2.1. Obtención de cepas

Se tomó una muestra de agua de 50 mL en un envase de vidrio de 3 diferentes efluentes de Aguas Residuales;

- Rio Atoyac
- Rio de Tetela
- Efluente de Hospital General de Tetela

Las muestras fueron expuestas a un periodo de adaptación a una concentración de 50 mgL⁻¹ de LEVO en 50 mL de caldo Luria Bertani (LB) (10 gL⁻¹ peptona de caseína, 5 gL⁻¹ extracto de levadura y 10 gL⁻¹ de cloruro de sodio) para comprobar su resistencia y adaptación incubándose a 30°C durante 48 hrs (Allende et al., 2022)

8.2.2. Aislamiento de colonias bacterianas

Se prepararon 20 cajas Petri de tres medios de cultivo (Agar King, Agar Nutritivo y Agar Mac Conkey) para sembrar las bacterias del caldo LB antes preparado (Figura 7) con el método de estría cruzada y se dejaron incubar durante 24 hrs a 30 °C. Una vez con crecimiento bacteriano se procedió a un segundo aislamiento asegurando tomar como inóculo las colonias separadas hasta lograr un aislamiento completo.



Figura 7. Matracos con caldo LB de las tres diferentes fuentes de muestreo y los tres medios de cultivo para aislamiento de las bacterias (King, Mac Conkey y nutritivo). Fuente: Elaboración propia

8.2.3. Preparación de inóculo

Posterior al aislamiento se inoculó en 4.5 mL de Medio Mínimo Mineral ($0.4 \text{ gL}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $2 \text{ gL}^{-1} \text{ MgSO}_4$, $0.1 \text{ gL}^{-1} \text{ CaCl}_2$, $0.005 \text{ gL}^{-1} \text{ FeSO}_4$, $0.002 \text{ gL}^{-1} \text{ H}_3\text{BO}_3$, $0.005 \text{ gL}^{-1} \text{ ZnSO}_4$, 0.001 NaMo , $0.003 \text{ gL}^{-1} \text{ MnSO}_4$, $0.001 \text{ gL}^{-1} \text{ CoSO}_4$, $0.001 \text{ gL}^{-1} \text{ CuSO}_4$, $0.001 \text{ gL}^{-1} \text{ NiSO}_4$) y 0.5 mL de inóculo mediante la adición por agitación de las cepas aisladas.

8.2.4. Identificación de Cepas potencialmente resistentes y con capacidad de degradación

Se preparó una solución por duplicado de 1.5 mL de Medio Mínimo Mineral con sacarosa al 3% y sin sacarosa que fue administrado con tres diferentes concentraciones de antibióticos (10 mgL^{-1} , 25 mgL^{-1} y 50 mgL^{-1}) inoculados con 0.5 mL de las cepas aisladas. Se incubó a 30°C durante 7 días. Posterior a esto, las muestras se centrifugaron en tubos eppendorf a 11 000 rpm durante 10 min para separar el sobrenadante del inóculo y así poder hacer la lectura en el espectrofotómetro UV/VIS (PerkinElmer modelo Lambda 25) a una longitud de onda específica para levofloxacin.

El porcentaje de degradación se calculó usando la **ecuación 1** y se eligieron las 15 cepas con mayor porcentaje de degradación.

8.2.5. Degradación de LEVO 25 mgL^{-1} con cepas bacterianas

Una vez identificadas las cepas se preparó por triplicado una solución con 1.5 mL de Medio Mínimo mineral con sacarosa y sin sacarosa añadiendo 25 mgL^{-1} de LEVO y 0.5 mL de inóculo, dejando incubar durante 7 días a 30°C . Posterior a esto se centrifugaron las muestras a 11 000 rpm durante 10 min y el sobrenadante se leyó en espectrofotómetro de UV/VIS y por medio de la **ecuación 1** se calculó la degradación en mgL^{-1} y en porcentaje, eligiendo así las 5 cepas con mayor desempeño.

8.2.6. Pruebas Bioquímicas

Se realizaron pruebas bioquímicas a las cepas seleccionadas para su identificación empleando los medios (Agar KIA, Agar MIO, Agar Citrato de Simmons, Agar LIA, Voges Proskauer y

Rojo de Metilo, Agar TSI). Las pruebas se incubaron a 30°C y se leyeron 24 hrs después a excepción de la prueba de Voges Proskauer y Rojo de Metilo que se leyó a las 48 hrs.

8.2.7. Preparación de Inóculo para procedimiento secuencial

Se preparó 100 mL de caldo LB con 5 mL de inóculo bacteriano para incubación a 30°C durante 48 hrs para asegurar el crecimiento bacteriano. Posterior a la incubación se centrifugaron las muestras en tubos de centrífuga a 8000 rpm durante 10 min, se retiró el sobrenadante y se añadió 50 mL de medio mínimo mineral. Después se leyó su absorbancia de 0.5 a 600 nm. Si la cepa no alcanzaba el indicador requerido se repitió el procedimiento para su crecimiento hasta alcanzar la concentración deseada.

8.3. Degradación con procedimiento secuencial fotocátalisis-microbiológico

Se prepararon las soluciones por triplicado con 9.5 mL del agua residual del proceso de fotocátalisis con medio mínimo mineral (Figura 8). A estas muestras se añadió 0.5 mL de inóculo de las 5 cepas con mayor porcentaje de degradación más dos consorcios bacterianos. El primer consorcio comprende las 5 cepas elegidas (9,18,20,21 y 27) en una proporción de 0.1 mL respectivamente y el consorcio dos se formó a partir de las 3 cepas con mayor degradación (9,20 y 21) añadiendo así 0.16 mL de cada una. Se incubaron las muestras a 30°C durante 4 días. Se tomó una alícuota cada 24 hrs la cual se leyó en espectrofotómetro UV-Visible para realizar la cinética de degradación.



Figura 8. Muestras de levofloxacino después de la fotocátalisis enriquecidos con medio mínimo mineral. Fuente: Elaboración propia

8.3.1. Cinética de degradación

El modelo cinético para el proceso de degradación se realizó de acuerdo con la ecuación 2, 3 y 4 (Allende et al., 2022)

$$Ct = C_0 - K_0t$$

Ecuación 2

Donde C_t es la concentración del antibiótico (mgL^{-1}) después del tratamiento secuencial un tiempo determinado t y C_0 es la concentración inicial del colorante (mgL^{-1}). K_0 se refiere a una constante de grado 0 que se calculó usando los valores de la C_t contra el tiempo.

$$\ln(C_t) = k_{1t} + \ln(C_0) \quad \text{Ecuación 3}$$

Para establecer la constante de grado 1 K_1 se consideró el logaritmo natural de la concentración C_t contra el tiempo.

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 t \quad \text{Ecuación 4}$$

Por último, para la constante de grado 2, se calculó mediante el inverso de la concentración C_t contra el tiempo. Posterior a esto se definió el factor de correlación R^2 , la pendiente m y la ordenada al origen.

8.3.2. Pruebas de toxicidad

Se realizó la prueba de fitotoxicidad utilizando las semillas de la especie *Medicago sativa* conocida como alfalfa. Se vació todo el efluente restante de las muestras de agua del proceso secuencial en cajas Petri con discos de papel filtro, a cada caja se le colocaron 5 semillas. Por otra parte, se realizó un blanco donde se utilizó agua destilada y se colocaron 5 semillas. Las cajas se envolvieron en papel aluminio para no dejar pasar ninguna fuente de luz y se incubaron a 28°C durante 5 días. Una vez transcurrido el periodo de germinación se midió el tamaño de la raíz proveniente de cada semilla (Allende et al., 2022).

EL porcentaje de germinación relativa GRS se calculó mediante la **ecuación 5**, el crecimiento relativo radícula mediante la **ecuación 6** y el índice de germinación mediante la **ecuación 7** (Allende et al., 2022).

$$GRS (\%) = \frac{\text{Número de semillas germinadas con el residuo del proceso secuencial}}{\text{Número de semillas germinadas en agua (control)}} * 100 \text{ Ecuación 5}$$

$$CRR (\%) = \frac{\text{Longitud promedio de la radícula con el residuo del proceso secuencial}}{\text{Longitud promedio de la radícula en agua (control)}} * 100 \text{ Ecuación 6}$$

$$IG = \frac{GRS * CRR}{100} \text{ Ecuación 7}$$

IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1.Desempeño fotocatalítico

Los resultados se obtuvieron por lectura de barrido en espectroscopia UV-Visible, las figuras 9-12 muestran el espectro de absorción de las muestras durante el proceso de fotocatalisis con el catalizador correspondiente incluyendo el blanco. El espectro de absorbancia para levofloxacino tiene un comportamiento similar al reportado en la literatura (Prabavathi et al., 2021; Kumar et al., 2014).

La eficacia y porcentaje de degradación de cada catalizador se calcularon con la absorbancia en I_{max} inicial de 290 nm específica para LEVO y los cálculos se realizaron con base en la ecuación 1.

9.1.1. Evaluación de la fotólisis

Para conocer el efecto de la radiación solar sin el efecto de algún catalizador se realizó un blanco, el cual como se ve en la figura 9 muestra que hay una degradación del antibiótico mínima después de una exposición de 480 min a radiación solar, se registra un porcentaje de degradación de 27 % (tabla 4). El comportamiento de su espectro no presenta cambios significativos tanto en su absorbancia como en su comportamiento por lo que se descarta la producción de subproductos provenientes de la fotólisis. Al realizar la muestra de fotólisis podemos afirmar que los antibióticos podrían ser absorbidos naturalmente por el ambiente con la incidencia de luz solar, sin embargo, el tiempo que se requeriría para tales procesos sería muy lento. Esto sin contemplar los demás contaminantes presentes en los cuerpos de agua y la turbidez y color que pueden presentar estos cuerpos de agua disminuyendo la eficacia de la luz solar para provocar las reacciones de degradación de los contaminantes, en este caso, antibióticos.

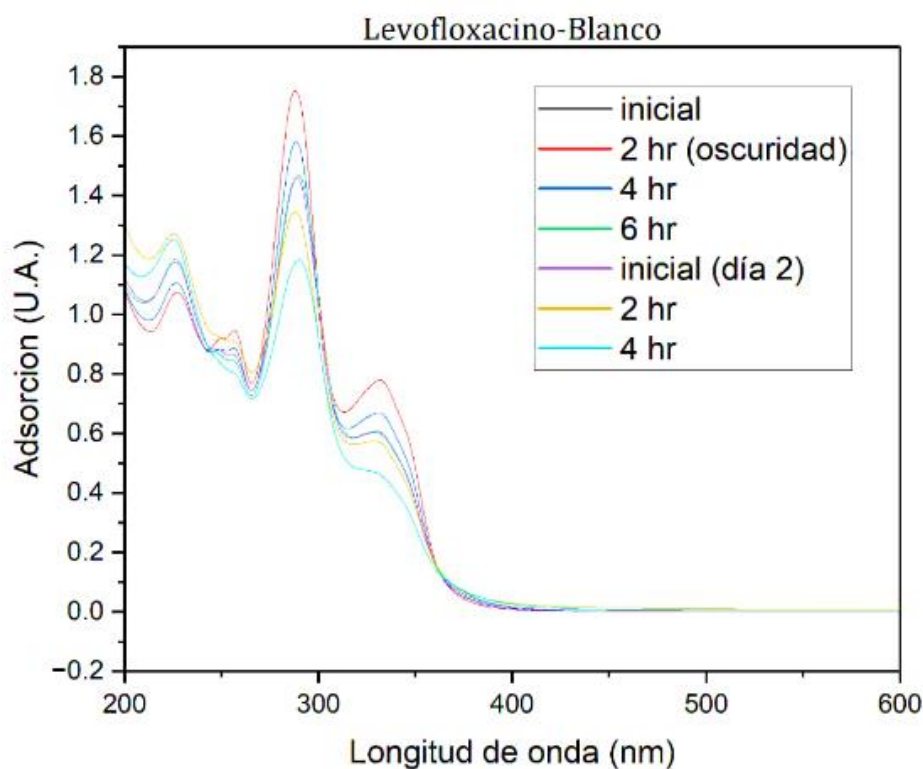


Figura 9. Espectro de absorción de levofloxacino de la muestra de blanco durante el proceso de fotocatalisis.
Fuente: Elaboración propia

9.1.2. Prueba de oscuridad

En las figuras 9-12 se observa que el espectro de absorción para la alícuota inicial y la alícuota tomada después de la prueba de oscuridad tomada después de 120 min se superpone o presenta un comportamiento muy similar sin mostrar diferencias significativas lo que nos indica que se logra el equilibrio de adsorción entre el catalizador y el sustrato (LEVO) pues no hay un cambio significativo en el espectro de absorción del antibiótico para ningún catalizador y se demuestra que las reacciones de oxidación-reducción inician con la presencia de radiación solar. La mayoría de los trabajos publicados como el de Kumar et al., 2014 y Pérez et al., 2017 proponen un tiempo de 30 min para lograr este equilibrio, por lo que al exponerlo durante 120 min a agitación constante asegura que se logre por completo el objetivo de la prueba de oscuridad.

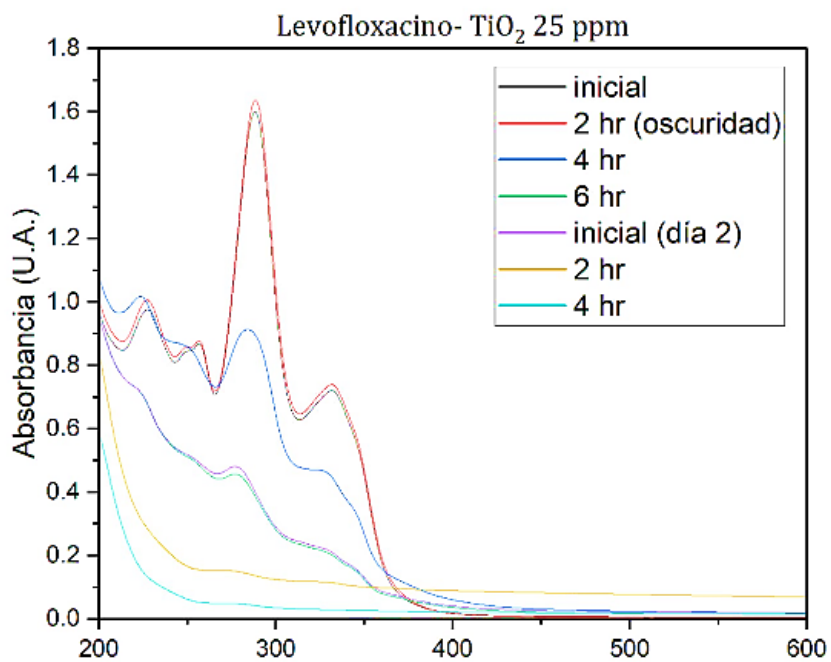


Figura 10. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacin con TiO_2 como catalizador durante la fotocatalisis. Fuente: Elaboración propia

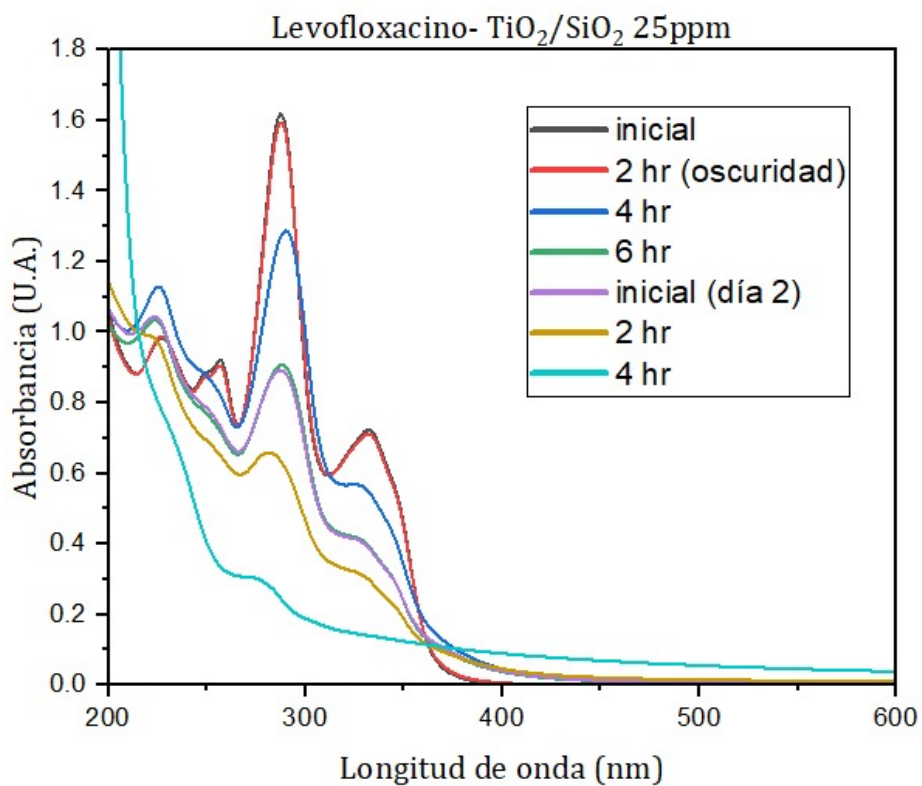


Figura 11. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacin con TiO_2/SiO_2 como catalizador durante la fotocatalisis. Fuente: Elaboración propia

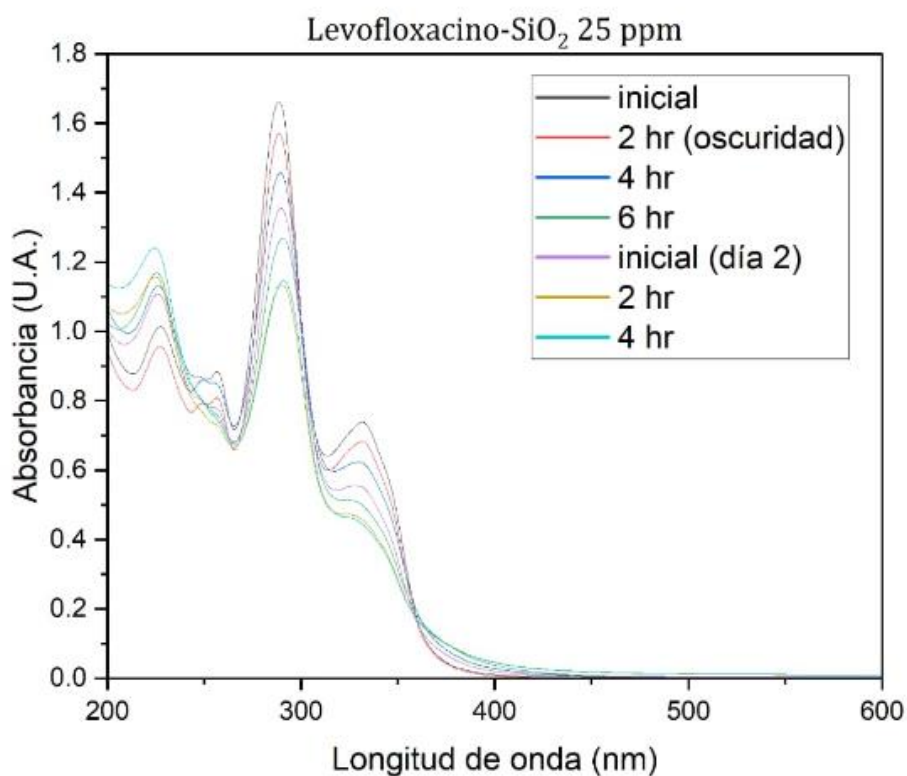


Figura 12. Espectro de absorción de la muestra de levofloxacino con SiO_2 como catalizador durante la fotocatálisis. Fuente: Elaboración propia

9.1.3. Análisis de la Fotodegradación solar

Como se aprecia en la figura 10 el catalizador TiO_2 presenta un espectro con un comportamiento semejante y una notoria disminución de la concentración, es decir, que presentan los mismos picos en las longitudes de onda específicas, pero con una absorbancia menor conforme pasa el tiempo de exposición a la radiación solar teniendo así una degradación de 73% para los primeros 240 min y logrando un 95% para el final de la prueba. El comportamiento del espectro se mantiene similar durante el primer día, pero presenta un cambio durante el día dos lo que puede indicar la presencia de subproductos. Estos resultados se asemejan a los obtenidos por Kumar et al.,2014 en su trabajo de degradación de Levofloxacino con TiO_2 super cristalino. La eficiencia que presenta este catalizador bajo radiación solar se puede dar debido a que las longitudes de onda de la radiación solar son suficientes para superar el ancho de la banda prohibida (band gap) de 3.2 eV es decir 390 nm, logrando así excitar a los electrones y promoviendo la formación de los huecos en la banda de valencia (Escobar &Solis, 2020). A su vez, también se puede suponer una sensibilización del

catalizador por el antibiótico que provoca la disminución del band gap haciendo que la radiación solar sea más efectiva.

Con un comportamiento semejante al presentado por el TiO_2 , se muestra el catalizador combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ (Figura 11) con resultados similares. Los espectros de absorción que se graficaron cada dos horas reflejan una notable degradación del antibiótico y sin cambios notables en su espectro hasta el día 2, después de 4 horas de exposición y con la adherencia de aire al matraz, pues se muestra un cambio considerable en el espectro y en la absorbancia, logrando una degradación casi idéntica a la del TiO_2 .

Para el caso del SiO_2 podemos observar que al igual que el blanco la degradación es mínima pues presenta una degradación en un rango de 24-29 %, sin embargo, podemos notar que no hay presencia de intermediarios pues su espectro se mantiene, lo que nos indica que el SiO_2 puede ser utilizado como soporte de catalizadores como se reporta en otros trabajos (Stea, 2020) pues no ocasiona subproductos después de las reacciones.

9.1.4. Eficiencia de Fotodegradación de levofloxacin

En la tabla 4 se presenta la concentración correspondiente a cada momento del proceso y el porcentaje de degradación que se obtiene después de la toma de alícuotas. Como se muestra en esta tabla el TiO_2 presenta resultados alentadores y ligeramente mayores a los del combinado, sin embargo, sabemos que presenta ciertas desventajas, destacando la remoción del catalizador después del contaminante. Por consiguiente, nos enfocamos el combinado donde se usa el SiO_2 como soporte del TiO_2 , ya que facilita la filtración del catalizador y suaviza el apantallamiento causado por el TiO_2 . El porcentaje de degradación obtenido con el combinado es muy alto en comparación con el blanco y solo se encuentra un 7% por debajo del TiO_2 por lo que se presenta como una alternativa eficaz para su uso en tratamientos fotocatalíticos

Para el combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ podemos observar una degradación significativa, pues se obtuvieron resultados de hasta un 84% de degradación. Durante las primeras 4 horas de la exposición a radiación solar no se presentan cambios en el espectro más que la degradación esperada, logrando un 41% de degradación, sin embargo, durante el segundo día se logra observar un cambio en el comportamiento del espectro a la longitud de onda de los 200-250 nm indicando la presencia de posibles subproductos.

Los resultados para 2 de los 3 catalizadores (TiO_2 y $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$) utilizados arrojan que durante el día dos se presenta un cambio en el comportamiento, esto se puede dar por la adición de aire mediante las bombas lo que promueve la presencia de agentes oxidantes originando así nuevas reacciones. Por otra parte, siguiendo el análisis del comportamiento en relación al tiempo se distingue que el TiO_2 alcanza una degradación de 75% durante los primeros 240 min y 95% al final de la prueba, por lo que para el segundo día solo se dio una degradación de 20% indicando que el TiO_2 es más efectivo durante las primeras horas, mientras que el combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ solo alcanza un 43% de degradación en el primer día y otro 40% para el segundo día, por lo que para este caso es importante una exposición más prolongada que para el TiO_2 solo, Este comportamiento se puede apreciar con facilidad en la figura 5 donde vemos el comportamiento de la concentración de levofloxacin durante la prueba de oscuridad y su degradación conforme el tiempo transcurrido con radiación solar

Tabla 4. Concentración de levofloxacin y porcentaje de degradación de levofloxacin durante la fotocatalisis.
Fuente: Elaboración propia.

Degradación de LEVO por fotocatalisis				
Catalizador	día	hora	MgL⁻¹	%degradación
Blanco	1	Inicial	26.3318	-5.3275
		11:00:00 a. m.	26.3318	-5.3275
		01:00:00 p. m.	23.8954	4.4183
		03:00:00 p. m.	22.3789	10.4842
	2	11:00:00 a. m.	22.1749	11.3002
		01:00:00 p. m.	20.3824	18.4700
Final		18.1813	27.2747	
TiO_2	1	Inicial	24.1017	3.5928
		11:00:00 a. m.	24.7145	1.1418
		01:00:00 p. m.	13.6678	45.3287
		03:00:00 p. m.	6.1102	75.5590
	2	11:00:00 a. m.	6.2833	74.8664
		01:00:00 p. m.	2.5841	89.6611
Final		1.1988	95.2047	
TiO_2 duplicado	1	Inicial	25.4704	-1.8818
		11:00:00 a. m.	25.4704	-1.8818
		01:00:00 p. m.	14.6952	41.2189
		03:00:00 p. m.	6.9584	72.1661
	2	11:00:00 a. m.	6.3888	74.4445
		01:00:00 p. m.	2.6097	89.5608
Final		1.2967	94.8130	

SiO ₂	1	Inicial	25.1185	-0.4741
		11:00:00 a. m.	23.7875	4.8498
		01:00:00 p. m.	22.2059	11.1792
		03:00:00 p. m.	19.4094	22.3620
	2	11:00:00 a. m.	20.7123	17.1507
		01:00:00 p. m.	17.4399	30.2403
Final		17.5829	29.6682	
SiO ₂ duplicado	1	Inicial	23.4032	6.3869
		11:00:00 a. m.	25.8068	-3.2272
		01:00:00 p. m.	21.7093	13.1626
		03:00:00 p. m.	19.9731	20.1074
	2	11:00:00 a. m.	20.2756	18.8973
		01:00:00 p. m.	19.5002	21.9988
Final		18.7903	24.8385	
TiO ₂ /SiO ₂	1	Inicial	24.0651	3.7394
		11:00:00 a. m.	23.8198	4.7204
		01:00:00 p. m.	19.7097	21.1608
		03:00:00 p. m.	14.0001	43.9994
	2	11:00:00 a. m.	13.7188	45.1246
		01:00:00 p. m.	9.7040	61.1839
Final		3.9887	84.0451	
TiO ₂ /SiO ₂ duplicado	1	Inicial	24.6925	1.2296
		11:00:00 a. m.	26.2369	-4.9477
		01:00:00 p. m.	20.7063	17.1744
		03:00:00 p. m.	15.4084	38.3661
	2	11:00:00 a. m.	6.9378	72.2486
		01:00:00 p. m.	8.3458	66.6166
Final		3.9887	84.0451	

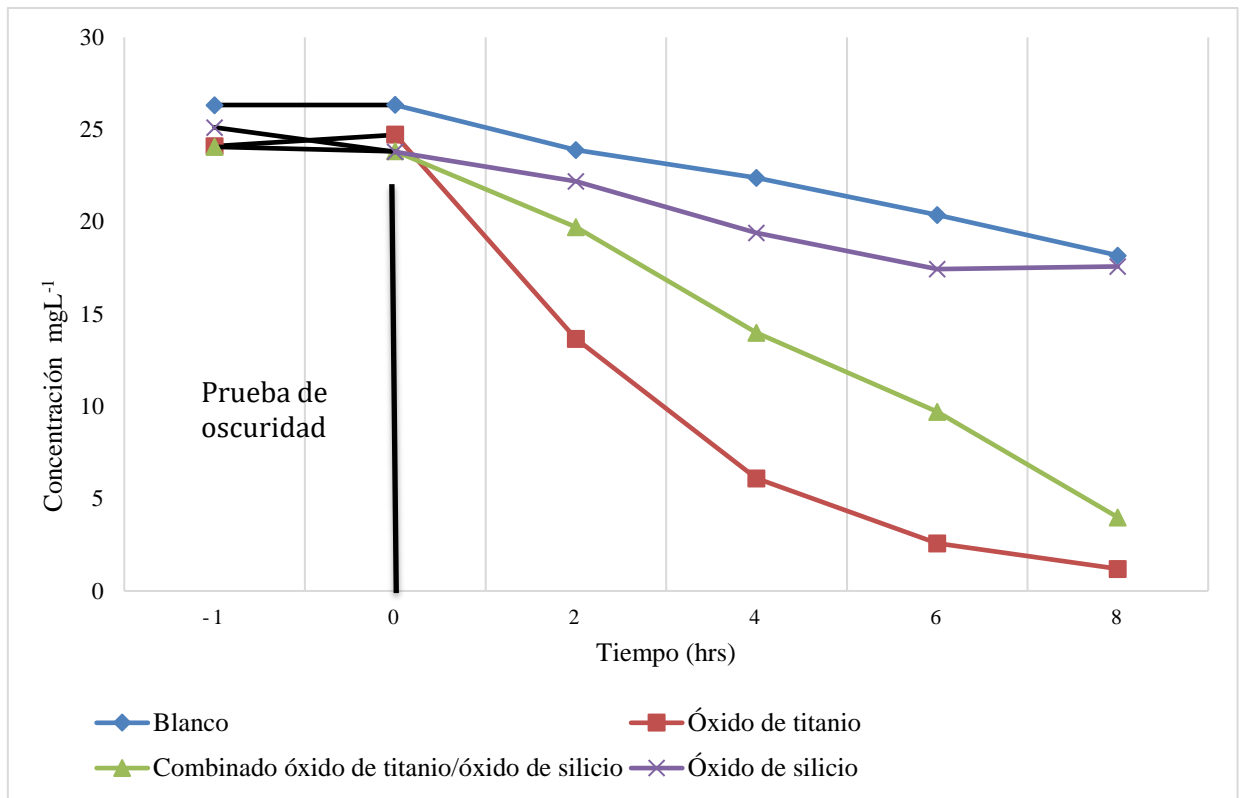


Figura 13. Comportamiento de la degradación de levofloxacino con los diferentes catalizadores durante el proceso de fotocátalisis. Fuente: Elaboración propia.

9.2. Análisis microbiológico

9.2.1. Obtención y aislamiento de cepas

Después de exponer a las cepas a una concentración de 50 mgL^{-1} del antibiótico, se logró aislar 38 cepas en total, de las cuales se obtuvo 10 cepas del río Atoyac, 7 cepas del río de Tetela de Ocampo y 21 cepas del Hospital de Tetela lo que advierte que en los efluentes provenientes de los de hospitales se origina una mayor probabilidad de que las bacterias presentes desarrollen resistencia a los antibióticos.

Las cepas se aislaron en 3 agares diferentes obteniendo así 16 colonias aisladas en agar Mac Conkey lo que nos indica una alta presencia de bacterias Gram negativas y de la susceptibilidad de LEVO para el tratamiento de estas (Carrillo, 2018), la morfología de las colonias aisladas (Tabla 5) en este Agar muestra en su mayoría una coloración rosada o rojiza lo que indica que son bacterias fermentadoras de lactosa. Por otra parte, se aislaron 12 colonias del Agar King con color amarillo-verdoso indicando la síntesis de pioverdina y, por consiguiente, la presencia de pseudomonas resistentes a antibióticos, la mayoría presenta forma circular y un tamaño que oscila desde 1mm hasta 2.5 mm. Así mismo, en el agar nutritivo, un medio no selectivo y no diferencial, se logró aislar 10 colonias las cuales presentaron características similares entre sí, con una coloración crema y forma circular.

Tabla 5. Morfología colonial de las cepas aisladas en Agar Mac Conkey, Agar King y Agar Nutritivo después de 24 hrs de incubación. Lugar de origen. HT (Hospital de Tetela de Ocampo), RA (Río Atoyac) y RT (Río de Tetela de Ocampo). Fuente: Elaboración propia.

Aislamiento de Bacterias									
Cepa	Origen	Agar	Morfología						
			Forma	Elevación	Margen	Color	Apariencia	Densidad	Tamaño (mm)
1	HT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rojo	Opaca	Opaca	1
2	HT	Mac Conkey	Circular	Plana	Entera	Rosa	Brillante	Trasparente	0.7
3	HT	Mac Conkey	Circular	Plana	Entera	Rosa	Brillante	Trasparente	0.5
4	HT	Nutritivo	Circular	Plana	Ondulada	Crema	Suave	Opaca	2
5	HT	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	2.7
6	HT	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
7	HT	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Trasparente	1
8	RA	Nutritivo	Circular	Plana	Ondulada	Crema	Suave	Opaca	1.7
9	RA	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	1
10	RA	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
11	RA	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	1.5
12	RA	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	1
13	RT	Nutritivo	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
14	RT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
15	HT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	1.5
16	HT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	1
17	HT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
18	HT	King	Irregular	Convexa	Ondulada	Crema	Suave	Opaca	2
19	HT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	1.5
20	HT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Trasparente	1.5
21	RA	King	Circular	Plana	Entera	Crema	Suave	Trasparente	2
22	RA	King	Irregular	Convexa	Ondulada	Crema	Suave	Trasparente	1.2
23	RA	King	Circular	Convexa	Ondulada	Crema	Suave	Opaca	2.5
24	RA	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	2
25	RT	King	Circular	Convexa	Entera	Crema	Suave	Opaca	1.5
26	HT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rosa	Suave	Opaca	1
27	HT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rojo	Suave	Opaca	2
28	HT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Ondulada	Rosa	Suave	Trasparente	1.5
29	HT	Mac Conkey	Irregular	Convexa	Entera	Rosa	Suave	Trasparente	0.7
30	HT	Mac Conkey	Circular	Plana	Entera	Rojo	Suave	Opaca	1
31	HT	Mac Conkey	Circular	Plana	Entera	Rosa	Suave	Trasparente	1
32	HT	Mac Conkey	Circular	Plana	Entera	Rosa	Suave	Trasparente	1.2
33	HT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rosa	Suave	Trasparente	1.2
34	RT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Ondulada	Rosa	Suave	Trasparente	1.5
35	RT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rojo	Suave	Semiopaco	2
36	RT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rojo	Suave	Opaca	2
37	RA	Mac Conkey	Irregular	Plana	Ondulada	Rosa	Lisa	Trasparente	1
38	RT	Mac Conkey	Circular	Convexa	Entera	Rosa	Suave	Trasparente	1

9.2.2. Identificación de cepas potencialmente resistentes

Se realizó la lectura en el espectrofotómetro UV/VIS a la longitud de onda específica para LEVO de 290 nm al igual que se reportan en otros estudios (Kumar, 2014), de las cepas sometidas a 3 diferentes concentraciones para identificar las 15 cepas con mayor porcentaje de degradación las cuales se muestran en la tabla 6 se puede observar que en promedio las bacterias degradan en mayor proporción con una concentración inicial de 25 mgL⁻¹ y de 10 mgL⁻¹, obteniendo una disminución de la concentración en un rango de 12-43%, esto se puede generar por diversos factores como la adaptación de bacterias a la que fueron sometidas al inicio del aislamiento o debido a que la dosis de antibiótico no es suficiente para inhibir su crecimiento.

Tabla 6. Porcentaje de degradación de las cepas con tres concentraciones de antibiótico [10 mgL⁻¹, 25 mgL⁻¹ y 50 mgL⁻¹] después de 7 días de incubación. Siglas de origen: [Mc] Agar MacConkey, [N] Agar nutritivo, [K] Agar King; [RT] Rio Tetela, [HT] Hospital Tetela. Fuente: Elaboración propia.

		Porcentaje de degradación		
Cepa	Origen	10 mgL ⁻¹	25 mgL ⁻¹	50 mgL ⁻¹
Sin sacarosa				
13	N-C-RT-1	12.38	18.28	12.47
14	K-C-RT-1	14.28	19.23	16.76
Con sacarosa al 3%				
9	N-C-RA-2	14.73	20.63	12.42
18	K-C-HT-1	23.68	18.52	17.68
20	K-L-HT-3	14.21	17.47	19.78
21	K-L-RA-1	14.47	17.47	11.89
26	Mc-C-HT-1	35.78	41.68	23.47
27	Mc-C-HT-2	12.10	30.10	12.94
28	Mc-C-HT-3	35.78	28.00	17.15
31	Mc-C-HT-7	33.15	22.73	13.47
32	Mc-C-HT-8	30.52	18.52	11.89
33	Mc-C-HT-9	25.26	22.73	11.89
34	Mc-C-RT-4	33.15	22.73	17.15
35	Mc-C-RT-1	25.26	23.78	17.15
37	Mc-C-RA-1	22.63	21.68	13.47

Los resultados arrojan porcentajes de degradación mayor cuando se añade sacarosa a la muestra, estos resultados son comparables con Allende et al, 2022 donde la degradación con sacarosa es 200% mayor que sin esta fuente de carbono. La cepa con mayor porcentaje de degradación es la 26 con un promedio de 33%, pero presenta resultados de hasta 41% para 25 mgL⁻¹ con sacarosa.

9.2.3. Degradación de levofloxacin con cepas bacterianas

Se leyó en espectrofotometría UV y mediante la **ecuación 1** se obtuvo el porcentaje de degradación donde se obtuvieron resultados de hasta 33% como se muestra en la tabla 7. Con base en su desempeño durante la degradación de antibiótico a 25 ppm se seleccionaron 5 cepas las cuales son: 9 con 32.96% de degradación ,18 con 31.4825 %, 20 con 33.6647 %, 21 con 31.4456 % y 27 con 27.3535 % sin sacarosa. En esta etapa del experimento a diferencia de las pruebas preliminares se obtuvo un mayor rendimiento en las muestras donde no se añadió sacarosa teniendo resultados de incluso 200 % más eficaces.

Tabla 7. Porcentaje de degradación de levofloxacin después de 7 días con tratamiento microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

Cepa	Porcentaje de degradación	
	Sin sacarosa	Con sacarosa
9	32.96	18.24
18	31.48	12.39
20	33.66	11.07
21	31.44	13.35
27	27.35	10.94

9.2.4. Pruebas bioquímicas

Las pruebas bioquímicas se realizaron después de aislar en Agar MacConkey nuevamente las cepas elegidas asegurar el aislamiento y que se realicen pruebas con mayor grado de confiabilidad, evitando la contaminación. Todas las cepas crecieron en el agar MacConkey por lo que se determina que las cepas son bacterias gram negativas con una fuerte probabilidad de que del trabajo con pseudomonas. La prueba de KIA salió negativa,

por lo que se determina que son bacterias no fermentadoras. Así mismo, la prueba de movilidad es positiva para todas las cepas. Ninguna presenta producción de H₂S y la respuesta para la UREA es negativo en todas las cepas. En la prueba de Rojo de metilo se obtuvieron resultados positivos mientras que para la prueba de Voges-proskauer el resultado fue negativo. En las pruebas para determinar la catalasa y la oxidasa todas las cepas fueron positivas para estas pruebas.

La mayoría de las cepas elegidas para la degradación de levofloxacino se aislaron del agar King que se caracteriza por ser un medio selectivo para pseudomona, por lo que con los resultados provenientes de las pruebas bioquímicas de movilidad, catalasa y oxidasa positiva, podemos identificar y comprobar que las cepas bacterianas son gram negativas y pseudomonas (García, 2018).

De acuerdo con Ochoa et al., 2013 se han registrado 12 cepas diferentes de pseudomonas resistentes a antibióticos por lo que los resultados mostrados en esta investigación son coherentes como la capacidad de resistencia que presenta este grupo de bacterias.

Como sabemos las Pseudomonas son altamente utilizadas para el tratamiento de aguas residuales, sin embargo, para el caso de los antibióticos estas han sido poco estudiadas ya que se utiliza otro grupo de bacterias como el de Streptomycetaceae (Blanquez et al, 2016).

Para realizar una identificación bacteriana con mejor porcentaje de confiabilidad y rapidez se recomienda hacer usos de pruebas biomoleculares para tener mayor eficacia en la identificación.

Tabla 8. Resultado de las pruebas bioquímicas aplicadas a las 5 cepas elegidas para la degradación de antibiótico. Fuente: Elaboración propia.

Pruebas Bioquímicas												
Prueba bioquímica	KIA	LIA			Citrato	MIO			UREA	Rojo de Metilo	Catalasa	Oxidasa
		descarboxilación	desaminación	H ₂ S		Movilidad	Indol	Ornitina				
9	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+
18	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	+	+
20	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
21	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+
27	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+

9.3. Proceso secuencial de fotocatalisis y microbiológico

El proceso secuencial se realizó con las cepas 9, 18, 20, 21 y 27 debido a los resultados de degradación a 25 mgL^{-1} . Con base en lo anterior se determinaron 2 consorcios; consorcio 1: todas las cepas, consorcio 2: cepas 9, 18 y 20 ya que presentaron el mayor rendimiento.

El proceso secuencial se realizó con los catalizadores con mayor rendimiento presentado en los tratamientos fotocatalíticos que son el TiO_2 y el combinado $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$, además de un blanco. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 9. Como se puede observar los porcentajes de degradación final nos indican que un tratamiento secuencial de fotocatalisis y microbiológico tienen resultados sumamente prometedores para la degradación de antibióticos pues los resultados oscilan entre 95-99% de degradación del antibiótico.

Para el tratamiento de fotólisis y microbiológico los resultados son menores en comparación con los otros tratamientos ya que no presenta ningún catalizador que acelere la reacción, por lo que la concentración inicial del proceso microbiológico es mayor, no obstante, la implementación de ambos tratamientos representa una disminución de entre el 64-67% del antibiótico.

Para el caso de los tratamientos secuenciales que incluyen el TiO_2 y un combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ como catalizadores se obtuvo un rendimiento entre 95-99% de degradación. Los resultados finales de concentración del antibiótico son muy similares entre sí, para el caso de TiO_2 se obtuvo una concentración mínima de 0.66 mgL^{-1} y para el caso de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ se obtuvo una concentración de 0.96 mgL^{-1} lo que es muy similar a pesar de iniciar con concentraciones diferentes. Esto nos indica que ambos tratamientos fotocatalíticos en combinación con los tratamientos microbiológicos representan una alternativa eficaz para el tratamiento de fármacos.

Es importante mencionar los porcentajes de degradación obtenidos después de 4 días de tratamiento microbiológico seguido de la fotocatalisis de 99%, pues estos resultados son comparables con otros procesos microbiológicos para el tratamiento de levofloxacino como el de Ben Ayed et al., en 2022 con el uso del hongos donde se ven cambios

significativos en las concentraciones de levofloxacin hasta el día 5, por otra parte, podemos comparar los resultados con los de Maia et al, 2018 donde el proceso para obtener un porcentaje de degradación mediante cepas bacterianas de 99% tiene una duración de 28 días.

Tabla 9. Concentración y porcentaje de degradación de levofloxacin en el proceso secuencial de fotocatalisis y microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

Catalizador	cepa	Inicial mgL ⁻¹	Final Fotocatalisis	% de degradación final fotocatalisis	Medio Mínimo Mineral			% de degradación final proceso secuencial
					1er día biodegradación mgL ⁻¹	2do día biodegradación mgL ⁻¹	3er día biodegradación mgL ⁻¹	
Blanco	9	25	18.1813	27.2748	17.9930	11.4504	8.6346	65.46
	18				16.2474	10.9715	8.3072	66.77
	20				15.9857	13.7752	9.2223	63.11
	21				15.5279	13.3859	8.4151	66.34
	27				16.1018	12.5286	8.9741	64.10
	C1				15.9593	10.3361	8.4430	66.23
	C2				16.0762	12.1056	8.4443	66.22
TiO ₂	9	25	1.1988	95.2047	1.1262	1.0157	0.6791	99.99
	18				1.1341	1.0074	0.6789	99.99
	20				1.1680	1.0184	0.6785	99.99
	21				1.1183	1.0130	0.6782	99.99
	27				1.1651	1.0088	0.6784	99.99
	C1				1.1228	1.0189	0.6786	99.99
	C2				1.1222	1.0213	0.6640	99.99
TiO ₂ /SiO ₂	9	25	3.9887	84.0451	2.7417	1.3694	1.0008	96.00
	18				2.6557	1.3196	1.0011	96.00
	20				3.1634	1.3367	1.0705	95.72
	21				2.6594	1.7633	0.9565	97.99
	27				2.9468	2.3081	1.0314	95.87
	C1				2.7028	2.3602	0.9779	96.09
	C2				3.0812	2.4225	0.9600	96.16

Las figuras 6-8 son una representación del comportamiento de levofloxacin durante el tratamiento secuencial. Se graficó la cepa 18 para el tratamiento del blanco o fotólisis debido a que se obtuvo el mayor porcentaje de degradación en comparación con las cepas

restantes incluyendo los consorcios. En la figura 14 podemos observar que la mayor degradación se realizó en proceso microbiológico ya que por la sola exposición solar sin catalizador se degradó 27 % del antibiótico, es decir, la concentración bajo de 25 mgL⁻¹ a 18 mgL⁻¹ lo que significa una diferencia de 7 mgL⁻¹, mientras que con el tratamiento microbiológico se consiguió una degradación de 10 mgL⁻¹.

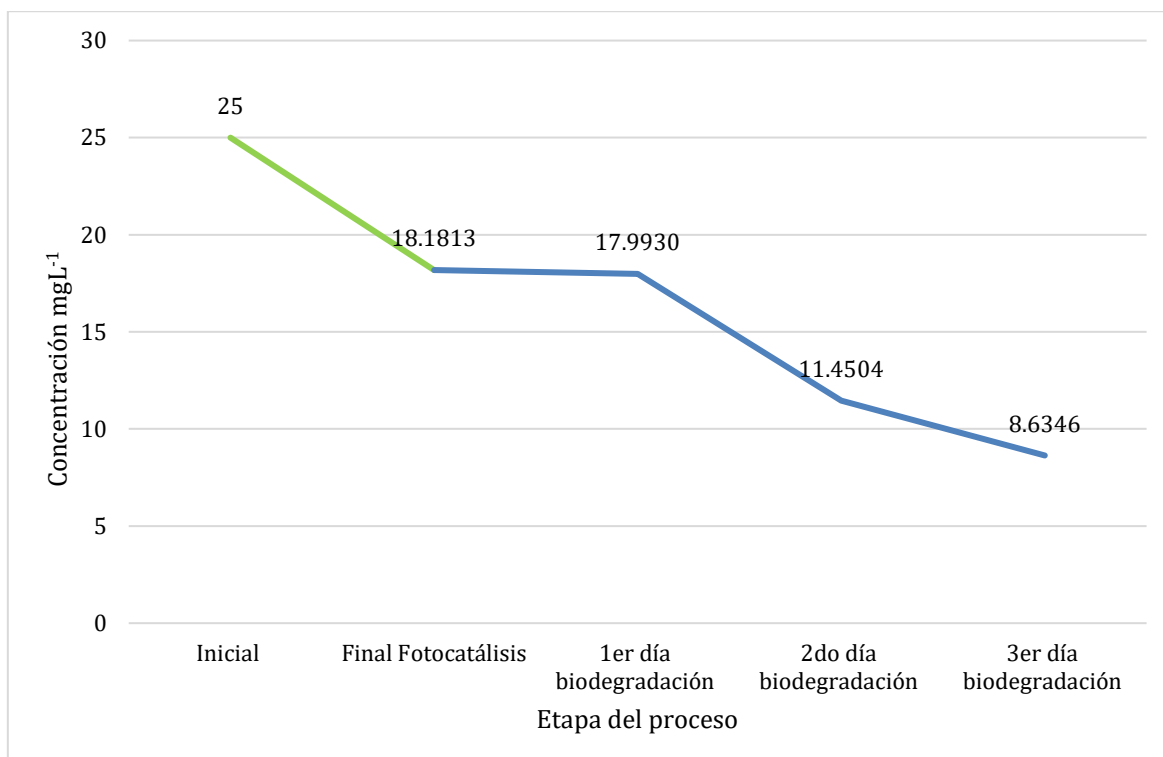


Figura 14. Variación de la concentración de LEVO durante la fotólisis y el tratamiento microbiológico con la cepa 18. Fuente: Elaboración propia.

En el caso de las figuras 15 y 16 el comportamiento de la degradación de levofloxacino se da principalmente en la fotocatálisis por lo que la degradación microbiológica actúa como un tratamiento complementario que además elimina la posible formación de intermediarios. Los tratamientos microbiológicos en el proceso secuencial tuvieron una duración de 3 días por lo cual se considera una ventaja en cuanto al tiempo del proceso en comparación con los tratamientos microbiológicos individuales (Maia et al, 2018).

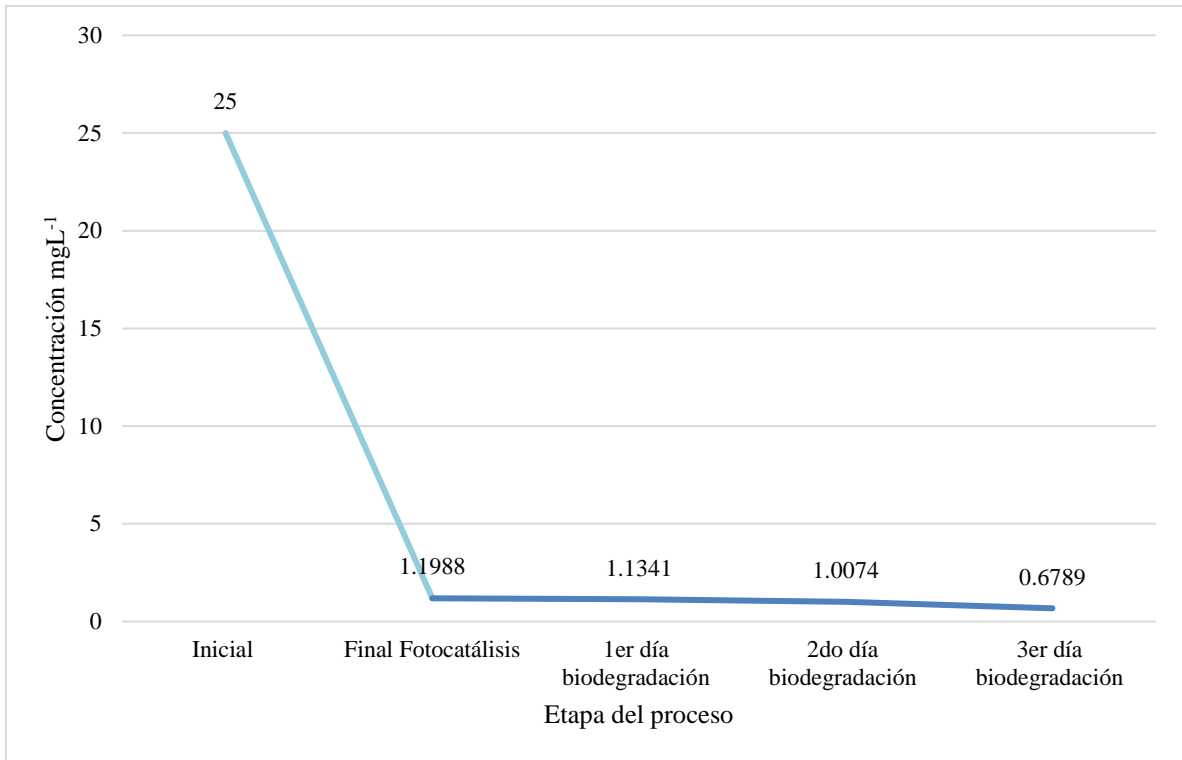


Figura 15. Variación de la concentración de LEVO durante la fotocatalisis con TiO_2 y el tratamiento microbiológico con la cepa 20. Fuente: Elaboración propia.

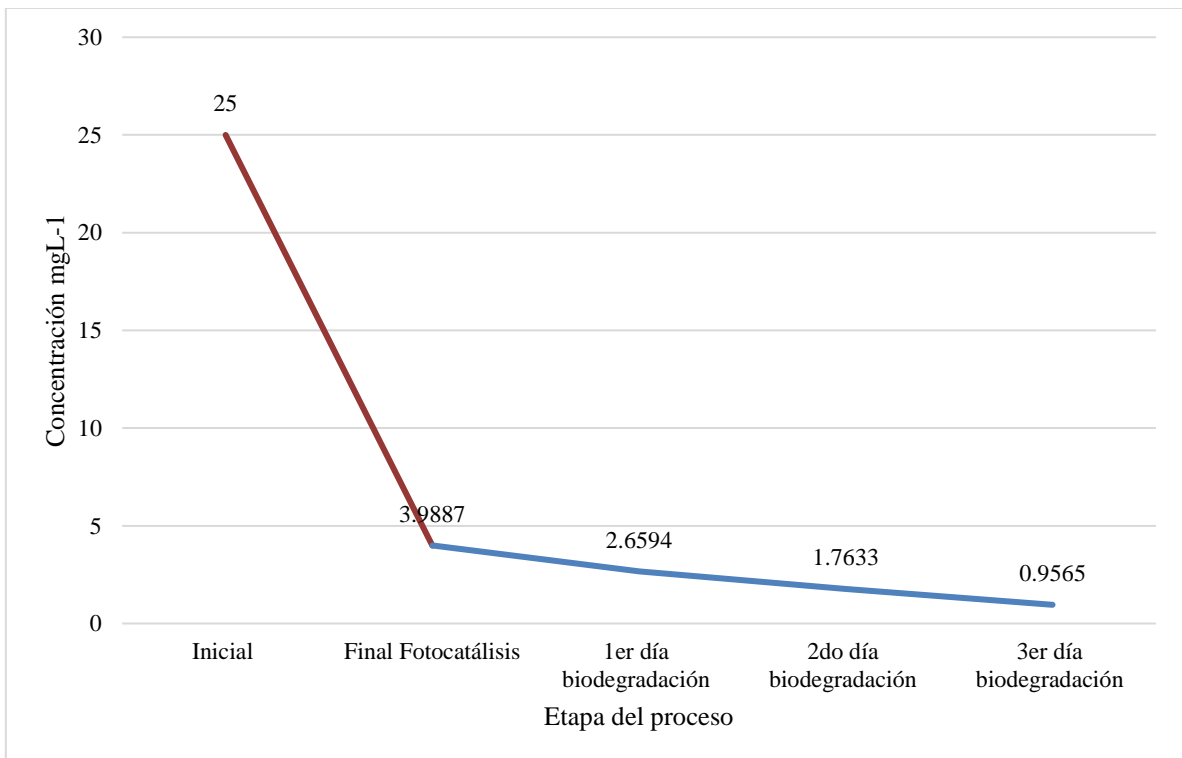


Figura 16. Variación de la concentración de LEVO durante la fotocatalisis con TiO_2/SiO_2 y el tratamiento microbiológico con la cepa 21. Fuente: Elaboración propia.

9.3.1. Cinética de degradación

Se calculó la cinética de reacción tablas 10-12 de acuerdo con las ecuaciones 2-4 de modelos cinéticos de orden cero (k_0) primer orden (k_1) y segundo orden (k_2) para conocer el modelo de la reacción de cada cepa de acuerdo con su tratamiento fotocatalítico. Así mismo se calculó el coeficiente R^2 para identificar el modelo que más se acopla al comportamiento de la cepa para cada tratamiento.

Para los tratamientos de fotólisis y fotocátalisis con TiO_2 como catalizador la cinética de reacción es de orden cero, lo que nos indica que la velocidad de degradación de las cepas es independiente de la concentración inicial del antibiótico, este resultado se demuestra en los porcentajes de degradación presentados en la tabla: 9 donde se observa la degradación microbiológica por días para cada uno de los tratamientos.

Tabla 10. Parámetros cinéticos de levofloxacino para el tratamiento de fotólisis y microbiológico para cada cepa y consorcio

Cepa	Tratamiento: Fotólisis		
	R^2 para K_0	R^2 para K_1	R^2 para K_2
9	0.9009	0.9066	0.9003
18	0.9697	0.9625	0.9423
20	0.9622	0.9182	0.8646
21	0.9630	0.9132	0.8513
27	0.9867	0.9611	0.9206
C1	0.9594	0.9598	0.9528
C2	0.9849	0.9586	0.9154

Tabla 11. Parámetros cinéticos de levofloxacin para el tratamiento de con TiO₂ y microbiológico para cada cepa y consorcio

Cepa	Tratamiento: TiO ₂		
	R ² para K ₀	R ² para K ₁	R ² para K ₂
9	0.8790	0.8352	0.7918
18	0.8856	0.8428	0.7996
20	0.8584	0.8200	0.7809
21	0.8838	0.8395	0.7954
27	0.8694	0.8311	0.7915
C1	0.8759	0.8318	0.7884
C2	0.8665	0.8210	0.7769

Para el caso del combinado de TiO₂/SiO₂ las mitad de las cepas muestra un comportamiento distinto a la otra mitad, pues las cepas 9, 18, 20 y 21 muestran un modelo de reacción de primer orden lo que significa que su velocidad de reacción depende de la concentración inicial de antibiótico, debido a la diferencia de estas cepas con aquellas que solo tienen TiO₂ como único catalizador se puede inferir que estas interactúan no solo con el antibiótico sino también con parte del catalizador como lo es el mineral del Sílice.

Tabla 12. Parámetros cinéticos de levofloxacin para el tratamiento de TiO₂/SiO₂ y microbiológico para cada cepa y consorcio

Cepa	Tratamiento: TiO ₂ /SiO ₂		
	R ² para K ₀	R ² para K ₁	R ² para K ₂
9	0.9542	0.9788	0.9658
18	0.9449	0.9752	0.9687
20	0.9323	0.9348	0.9322
21	0.9854	0.9888	0.9080
27	0.9852	0.9183	0.8094
C1	0.9567	0.8956	0.7866
C2	0.9729	0.8821	0.7692

9.3.2. Pruebas de fitotoxicidad

El índice de germinación es un indicador de la presencia de contaminantes. Un índice de 100 indica que los subproductos originados del proceso secuencial de fotocátalisis y microbiológico no presentan toxicidad. En la tabla 13 se muestran los resultados provenientes de la prueba de fitotoxicidad para las muestras donde se añadió el Medio Mínimo Mineral. Las muestras con catalizador presentan un mayor número de semillas germinadas y un índice de germinación mayor al blanco, esto se debe a que la concentración de antibióticos y la toxicidad es mucho menor por el proceso secuencial de fotocátalisis y microbiológico que el blanco. Para algunos casos como la muestra con el catalizador de TiO_2 y con el consorcio 1, se muestra un índice de 114 que es aún mayor que el grupo control. Así mismo en el catalizador de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ con las cepas 9 y 18 se obtuvieron índices de germinación de 110 y 118 respectivamente. Lo que nos indica que no hay presencia de productos tóxicos.

A pesar de esto se presentan muestras con un índice de germinación bajo, tal es el caso de la muestra sin catalizador con las cepas 18 y 21 cuyo índice de germinación es de 0.4 y 10.16 respectivamente, esto es de esperarse ya que las muestras sin catalizador tienen una concentración mayor de antibiótico en un rango de $15\text{-}20 \text{ mgL}^{-1}$ por lo que su toxicidad se debe principalmente a la concentración de antibiótico y no a la presencia de subproductos tóxicos. Por otra parte, a pesar de que las muestras con el catalizador de TiO_2 presentan un índice de germinación mayor en comparación con los otros catalizadores, se presentó un dato alarmante para la cepa 27 pues su índice es de 0 lo que indica que la toxicidad es alta y no se debe proponer para un tratamiento.

Tabla 13. Respuesta biológica determinada en plántulas de *Medicago Sativa* expuesta a los residuos del tratamiento secuencial.

Pruebas Fitotoxicidad para muestras con Medio Mínimo Mineral						
Muestra	Cepa	Semillas germinadas	Longitud Promedio	GRS	CRR	IG
Control	control	5	4.72	100	100	100
Blanco	9	4	2	80	42.373	33.8983
	18	1	0.1	20	2.1186	0.42373
	20	4	1.7	80	36.017	28.8136
	21	2	1.2	40	25.424	10.1695
	27	5	1.24	100	26.271	26.2712
	C1	5	2.2	100	46.61	46.6102
	C2	5	2.1	100	44.492	44.4915
TiO2	9	5	3.46	100	73.305	73.3051
	18	4	1.84	80	38.983	31.1864
	20	5	4.1	100	86.864	86.8644
	21	3	3.2	60	67.797	40.678
	27	5	4.1	100	86.864	86.8644
	C1	5	6.9	100	100	100
	C2	5	3.5	100	74.153	74.1525
TiO2/SiO2	9	5	5.2	100	100	100
	18	5	5.64	100	100	100
	20	5	3.7	100	78.39	78.3898
	21	5	3.7	100	78.39	78.3898
	27	0	0	0	0	0
	C1	5	3.2	100	67.797	67.7966
	C2	5	3.7	100	78.39	78.3898

X. CONCLUSIÓN

Los antibióticos son compuestos orgánicos presentes en cuerpos de agua como aguas residuales, manos freáticas, etc. Su presencia ocasiona una serie de consecuencias negativas para el medio ambiente, los ecosistemas y la salud humana. Su principal afectación reside en la propagación de bacterias resistentes a antibióticos, lo que desencadena en una problemática de salud mundial. Por esta razón es imperativo la creación de soluciones amigables con el ambiente y económicamente viables, además de una viabilidad clara para su aplicación.

En este trabajo se demostró que se pueden obtener resultados eficaces haciendo uso de un tratamiento secuencial de fotocátalisis y microbiológico para lograr una degradación casi completa del antibiótico levofloxacino. Por su parte, la fotocátalisis demostró una gran eficacia como un tratamiento de degradación del antibiótico levofloxacino, alcanzando un porcentaje de 85-95% de degradación dependiendo del catalizador utilizado. Así mismo, se comprobó una vez más la efectividad del TiO_2 como catalizador, pues fue el tratamiento con mayor rendimiento.

Por otra parte, como una de las principales aportaciones de esta investigación, es la propuesta de utilizar un combinado de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ como catalizador, pues presentó resultados de degradación de levofloxacino similares al TiO_2 disminuyendo las desventajas que este presenta al momento de su remoción. Sin embargo, como ya se expuso en el apartado de resultados y discusión, el uso de este combinado presenta grandes porcentajes de degradación hasta el segundo día, por lo que su aplicación requiere más tiempo.

Para la parte microbiológica de esta investigación podemos describir los resultados desde diferentes enfoques. La primera parte de esta etapa representa la situación actual de los cuerpos de agua, pues con la exposición de antibiótico a las muestras extraídas se pudo obtener 38 cepas bacterianas, demostrando así la presencia de bacterias resistentes o con potencial de desarrollar resistencia a antibióticos.

Posterior a esto, para la etapa donde se utilizaron las bacterias como único tratamiento para el antibiótico, se obtuvieron porcentajes altos de degradación de hasta 40% para algunos casos, aunque el rango de degradación se presentó entre los 15-30% sin

diferenciar entre aquellas muestras con adición de nutrientes, por lo que los resultados obtenidos nos demuestran que es posible proponer un sistema de degradación microbiológica para la eliminación de antibióticos, con un tiempo de degradación relativamente rápido y bajo condiciones estables . La desventaja de este tipo de tratamientos recae en el cuidado y sanidad que se debe tener después de este tratamiento, pues una fuga de bacterias resistentes solo podría agravar la problemática principal de esta investigación.

Finalmente, de acuerdo a los resultados presentados en este trabajo, podemos ver que los tratamientos fotocatalíticos son eficaces para eliminar en un alto porcentaje la concentración de levofloxacino por lo que al agregar la biorremediación con cepas bacterianas como tratamiento complementario permite una remoción completa o con una concentración mínima del antibiótico, un ejemplo de esto es la degradación obtenida con $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ donde se degrada hasta 84% del antibiótico mediante fotocátalisis y después del tratamiento microbiológico alcanza una degradación promedio de 97% e incluso de 99% para unas cepas.

En conclusión, podemos decir que es eficaz el tratamiento secuencial de fotocátalisis y microbiológico con cepas bacterianas para la degradación de levofloxacino, pues se puede eliminar hasta un 99% del antibiótico. Los alcances de los resultados presentados en esta Tesis son importantes para las plantas de tratamiento de aguas residuales tanto privadas, es decir, propias de cada recinto que descargue antibióticos, como en las plantas de tratamientos generales donde se tratan aguas residuales provenientes de casas habitación, hospitales, escuelas, laboratorios, etc.

El trabajo se puede continuar con la investigación de la aplicación de estos tratamientos en campo, bajo condiciones reales y con el objetivo de mejorar y hacer más eficientes las plantas de tratamiento y así mejorar los sistemas ya utilizados.

XI. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios (AEMPS). (2019, septiembre). *Ficha Técnica levofloxacino*. Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios (AEMPS). https://cima.aemps.es/cima/pdfs/es/ft/79760/79760_ft.pdf
- Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios (AEMPS). (2024). *Residuos de antibióticos en estaciones depuradoras de aguas residuales y aguas superficiales* (1st ed., pp. 8–40). Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios (AEMPS).
- Ame, M., Bertrand, L., & Valdés, L. (2023). Antibióticos ¿contaminantes de preocupación emergente en Córdoba? *Bitácora Digital*, 7, 91–98.
- Babyszko, A., Wanag, A., Sadłowski, M., Kusiak-Nejman, E., & Morawski, A. W. (2022). Synthesis and characterization of $\text{SiO}_2/\text{TiO}_2$ as photocatalyst on methylene blue degradation. *Catalysts*, 12(11), 1372. <https://doi.org/10.3390/catal12111372>.
- Barrantes Jiménez, K., Chacón Jiménez, L. y Arias Andrés, M. (2022) El impacto de la resistencia a los antibióticos en el desarrollo sostenible. *Población y Salud en Mesoamérica*, 19(2). Doi: 10.15517/psm.v0i19.47590
- Becerril, E. (2009). Contaminantes emergentes en el agua. *Revista Digital Universitaria*, 10(6).
- Ben Ayed, A., Akrouf, I., Albert, Q., Greff, S., Simmler, C., Armengaud, J., Kielbasa, M., Turbé-Doan, A., Chaduli, D., Navarro, D., Bertrand, E., Faulds, C. B., Chamkha, M., Maalej, A., Zouari-Mechichi, H., Sciara, G., Mechichi, T., & Record, E. (2022). Biotransformation of the fluoroquinolone, levofloxacin, by the white-rot fungus *Coriolopsis gallica*. *Journal of Fungi*, 8(9), 965. <https://doi.org/10.3390/jof8090965>
- Carrillo, J., Flores, F., & Rodríguez, A. (2018). Actualización en la prescripción de fluoroquinolonas. *Med. interna Méx*, 34(1).
- Casillas, G. (2020). Fotocatalizadores de TiO_2 dopados con H y N para remoción de Acesulfamo-K acuoso [Trabajo de grado inédito]. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Cima. (s.f.). FICHA TECNICA LEVOFLOXACINO CINFA 500 mg COMPRIMIDOS RECUBIERTOS CON PELICULA EFG. Agencia española de medicamentos y productos sanitarios.
https://cima.aemps.es/cima/dochtml/ft/75614/FichaTecnica_75614.html
- Cota, K., Nuñez-Gastelúm, J. A., Delgado, M., & Martínez, A. (2018). Biorremediación: Actualidad de conceptos y aplicaciones. *Biotecnia*, 21(1), 37–44.
<https://doi.org/10.18633/biotecnia.v21i1.811>
- Cuautle, V., Mendoza, L., Minto, M., Gil, S., & Anacleto, N. (2021). Aplicaciones de la biorremediación. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 12(31), 67–75.
- Diaz, F. (2020). Remoción de fármacos emergentes en aguas residuales mediante un biorreactor con biomasa inmovilizada acoplado a un sistema de filtración con membranas sumergidas [Trabajo de grado de maestría inédito]. COORDINACIÓN DE DESARROLLO PROFESIONAL E INSTITUCIONAL.
- Dubed, G. (2017). Síntesis y caracterización fisicoquímica y electroquímica de membranas de nanotubos de TiO₂ [Trabajo de grado inédito]. Centro de Investigación y desarrollo tecnológico en electroquímica.
- Escobar, L., & Solís, D. (2021). Desarrollo de fotocatalizadores basados en TiO₂ en forma de película delgada para la degradación de moléculas orgánicas en solución acuosa. *Mundo Nano*, 14(26).
- Escorcía, E. (2013). DEGRADACIÓN DE AMOXICILINA MEDIANTE FOTOCATÁLISIS SOLAR HETEROGÉNEA CON TiO₂ SOPORTADO [Tesis de grado inédita]. Universidad de Cartagena.
- Fraile, M. (2024). Vías de degradación de antibióticos en tratamientos fotocatalíticos y biológicos de aguas residuales. Aplicación a sulfadiacina, tetraciclina y ciprofloxacino. [Tesis de grado inédita]. UNIVERSIDAD DE VALLADOLID ESCUELA DE INGENIERÍAS INDUSTRIALES.

- Gaceta UNAM. (2024, enero 15). *La contaminación incidirá en la resistencia bacteriana a los antibióticos*. Gaceta UNAM.
- Galeano, L., Navío, J. A., Restrepo, G. M., & Marín, J. M. (2013). Preparación de sistemas óxido de titanio/óxido de silicio ($\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$) mediante el método solvotérmico para aplicaciones en fotocatalisis. *Información tecnológica*, 24(5), 81–92. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642013000500010>
- Garces, L., Mejía, E., & Santamaria, J. (2004). La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 1(1794-4449).
- García, R. (2018). Manual de resultados de pruebas bioquímicas. Universidad Veracruzana.
- Garzón, J. M., Rodríguez Miranda, J. P., & Hernández Gómez, C. (2017). Aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. *Universidad Y Salud*, 19(2), 309. <https://doi.org/10.22267/rus.171902.93>
- Gil, M., Soto, A & Usma, J. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos [Review of *Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos*]. *Producción + Limpia*, 7, 52–73.
- Giono-Cerezo, S., Santos-Preciado, J. I., Morfín-Otero, M. d. R., Torres-López, F. J., Alcántar-Curiel, M. D. (2020). Resistencia antimicrobiana. Importancia y esfuerzos por contenerla. *Gaceta de México*, 156(2). <https://doi.org/10.24875/gmm.20005624>
- Go, A., de la Rosa, F., Camacho, D., & Punzalan, E. (2022). Dataset on photocatalytic degradation of Levofloxacin using hydroxyapatite photocatalyst : Optimization by response surface methodology. Elsevier, 42.
- Hernández, J., García, L., & Zeifert, B. (2008). Síntesis y caracterización de nanopartículas de TiO_2 – anatasa. *Superficies y Vacío*, 21(4), 1–5.

- IMPLOVIUM. (2021). CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL AGUA: CAUSAS Y EFECTOS. *Red Del Agua UNAM*, 17. <http://www.agua.unam.mx/assets/pdfs/impluvium/numero17.pdf>
<https://www.gaceta.unam.mx/contaminacion-incidiria-en-resistencia-bacteriana-a-los-antibioticos/>
- Kumar, S., Pranati, K., Sood, S., Lamba, R., Umar, A., & Metha, S. (2014). Photocatalytic degradation of the antibiotic levofloxacin using highly crystalline TiO₂ nanoparticles. *The Royal Society of Chemistry*, 38, 3220–3226.
- Lehr, I., Loperena, A., & Cepeda, S. (2019). Estudio de potenciales soportes del TiO₂ como catalizador. *Argentina Y Ambiente*, 4.
- Lopez, S., Glagio, R., & Fumagali, J. (2017). Guía de medicamentos esenciales para el PNA: antimicrobianos. Ministerio de Salud de la Nación. Cobertura Universal de Salud.
- Maia, A. S., Tiritan, M. E., & Castro, P. M. L. (2018). Enantioselective degradation of ofloxacin and levofloxacin by the bacterial strains *labrys portucalensis* F11 and *rhodococcus* sp. FP1. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 155, 144–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.067>
- Martin, A. (2019). *Emerging pollutants: Origin and destination* [Tesis de Maestría inédita]. Universidad de Alcalá.
- Martines, I., Soto, J., Antibióticos como contaminantes Emergentes. Riesgo ecotoxicológico y control en aguas residuales. (2020). *Ecosistemas*, 3. <https://doi.org/10.7818/ECOS2070>
- Milena, A., Diana Palacios Arrieta, & Norma Guadalupe Martínez. (2023). Biorremediación en Aguas Residuales Acuícolas: Una Revisión. *Ciencia Latina*, 7(4), 8538–8568. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.7577
- Montenegro, S., Yamile, S., & Calderon, L. (2019). *Prácticas de biorremediación en suelos y aguas*. Editorial UNAD.

- Moreno, X., & Zapata, A. (2020). *Fotocatálisis heterogénea como alternativa para tratar aguas contaminadas con metomil en el municipio de urrao* (pp. 23–33).
- Muñoz, K., Arango, G., & Jaramillo, M. (2004). Los antibióticos y su situación actual. *Revista de la facultad de química farmacéutica*, 11(1), 21–33.
- Natalli, I., & Fumagalli, D. (2017). Fast photocatalytic degradation of pharmaceutical micropollutants and ecotoxicological effect. *Environ Sci Pollut Res*, 24, 12556–12561.
- Nevárez, M., Espinoza, P., & Quiroz, F. (2017). Fotocatálisis: Inicio, actualidad y perspectivas a través del TiO₂. *Avances en Química*, 12(2-3), 45–59.
- Obando P, Suárez MC, Esparza MJ. Descripción general de los principales grupos de fármacos antimicrobianos. Antibióticos. (v.3/2020). Guía_ABE. Infecciones en Pediatría. Guía rápida para la selección del tratamiento antimicrobiano empírico consultado el 06/11/2024O. Disponible en: <https://www.guia-abe.es>
- Ochoa, S., Lopez, F., & Escalona, C. (2013). Características patogénicas de cepas de *Pseudomonas aeruginosa* resistentes a carbapenémicos, asociadas con la formación de biopelículas. *Bol Med Hosp Infant Mex*, 70(2), 138–150.
- OMS. (s.f). *Resistencia a los antibióticos*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/antibiotic-resistance>
- Ordoñez, V. (2007). Contaminación del agua. *Ingenius*, 1, 14–17.
- Osakidetza. (2016). Farma contaminación. Impacto ambiental de los medicamentos. *INFAC*, 24.
- Palacios, B. (2021). Ordoñez, V. (2007). contaminación del agua. *ingenius*, 1, 14–17. [Trabajo de grado de Maestro inédito]. Universidad Autónoma de México.
- Plm Medicamentos. (2024). Levofloxacino - plm. Home - PLM. <https://www.medicamentosplm.com/Home/productos/levofloxacino.tabletas/10/101/44028/210>

- Prabavathi, S. L., Saravanakumar, K., Park, C. M., & Muthuraj, V. (2021). Photocatalytic degradation of levofloxacin by a novel Sm₆WO₁₂/g-C₃N₄ heterojunction : Performance, mechanism and degradation pathways. *Separation and Purification Technology*, 257, 117985. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117985>
- Ríos, C. (2021). Fotocatálisis: un tratamiento avanzado de agua para la eliminación de contaminantes emergentes. *Implovium*, (17), 63–69.
- Rocha, B., Peralta, M., & Zavala, F. (2015). Revisión global de los contaminantes emergentes PBDE y el caso particular de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(3).
- Rosales, A., & Esquivel, K. (2020). SiO₂@TiO₂ composite synthesis and its hydrophobic applications: A review. *Catalysts*, 10(2), 171. <https://doi.org/10.3390/catal10020171>
- Stea, M. (2020, 9 de enero). Óxido de silicio (SiO₂): Estructura, propiedades, usos, obtención. Lifeder. <https://www.lifeder.com/oxido-de-silicio/>
- Romero, T., & Vargas, D. (2017). Uso de microorganismos eficientes para tratar aguas contaminadas. *INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL*, 38, 88–100.
- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes Emergentes en Aguas: Metabolitos de Fármacos. Una Revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 10(1), 80-10
- Villareal, A., Gutiérrez, A., & Ramírez, J. (2016). Catalizadores de hidrodesulfuración NiMo/SiO₂/Al₂O₃. Estudio por FTIR de la interacción ácido cítrico-soporte. *Superficies y vacío*, 1(29).
- Werth, B. (2024, mayo). Introducción a los antibióticos - Introducción a los antibióticos - Manual MSD versión para público general. Manual MSD versión para público general. <https://www.msdmanuals.com/es-mx/hogar/infecciones/antibióticos/introducción-a-los-antibióticos>

Who. (s.f.). La OMS publica la lista de las bacterias para las que se necesitan urgentemente nuevos antibióticos. World Health Organization (WHO). <https://www.who.int/es/news/item/27-02-2017-who-publishes-list-of-bacteria-for-which-new-antibiotics-are-urgently-needed>

CTAI01



**Benemérita Universidad
Autónoma de Puebla**
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA



CIUDAD UNIVERSITARIA

Mtro. Omar Gerardo Aguirre Ibarra
Director de la Administración Escolar
De la BUAP.
Presente

ASUNTO:
AUTORIZACIÓN
IMPRESIÓN DE TESIS

Por este conducto me permito presentar a Ud. al C. pasante de la carrera de Ingeniería Química

Zyanya Yolitzí Pardo Crivelli

Quién presenta como tema de tesis:

Degradación del antibiótico levofloxacino mediante tratamientos fotocatalíticos y biológicos con cepas bacterianas

La cual ha sido debidamente revisada y se autoriza para su impresión correspondiente.

Sin otro particular y para los fines que se estimen conducentes reitero mi distinción.

ATENTAMENTE

“Pensar Bien, para Vivir Mejor”

H. Puebla de Z., a 4 de febrero de 2025

Director de Tesis
José Carlos Mendoza Hernández