

Perovskitas Modificadas para la Degradación Fotocatalítica de Contaminantes Farmacéuticos en Agua: Estrategias de Diseño, Mecanismos y Desafíos

Modified Perovskites for the Photocatalytic Degradation of Pharmaceutical Contaminants in Water: Design Strategies, Mechanisms and Challenges

J. E. Estrada Camacho^a, L. F. Cano Salazar^b, L. da Silva^c, T. E. Flores Guía^b, Lizet García Salazar^c, F. Soriano Corral^{c,*}

^aCentro de Investigación en Geociencias Aplicadas, Universidad Autónoma de Coahuila, 26830, Nueva Rosita, Coahuila, México.

^bFacultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Coahuila, Ing. J. Cárdenas Valdez S/N, República, 25280 Saltillo, Coahuila, México.

^cCentro de Investigación en Química Aplicada (CIQA), Blvd. Enrique Reyna Hermosillo #140, San José de los Cerritos, C.P. 25294, Saltillo, Coahuila, México.

Resumen: La contaminación del agua por contaminantes emergentes, específicamente por residuos farmacéuticos, que son excretados, vertidos o filtrados en ríos, mantos acuíferos y lagos, constituye un desafío ambiental debido a su baja eliminación mediante tratamientos convencionales y a sus potenciales efectos ecotoxicológicos. Por lo tanto, es de suma importancia encontrar nuevos materiales que permitan la remediación de agua contaminada con fármacos. En este contexto, la fotocatalisis heterogénea basada en perovskitas ha emergido como una estrategia prometedora debido a la versatilidad composicional y electrónica de estos materiales. Esta revisión analiza los avances recientes en el empleo de perovskitas modificadas para la degradación fotocatalítica de fármacos en el agua, con énfasis en la relación entre estructura, composición, energía de banda, separación de portadores de carga y generación de especies reactivas de oxígeno. Se comparan estrategias de dopaje, ingeniería de defectos y formación de heteroestructuras, así como su influencia sobre la actividad fotocatalítica y los mecanismos de degradación. Asimismo, se discute el uso de captadores de especies reactivas como herramientas para la elucidación mecanicista. A pesar de las elevadas eficiencias de degradación reportadas bajo condiciones controladas, persisten desafíos relacionados con la mineralización completa, formación de intermediarios, estabilidad química, lixiviación, reciclabilidad, interferencia de matrices acuosas reales y escalamiento del proceso. En este sentido, el desarrollo futuro de estos materiales deberá orientarse hacia sistemas activos bajo luz solar, estables, recuperables y evaluados en aguas residuales reales para favorecer su transición hacia aplicaciones de tratamiento de agua a escala tecnológica.

Palabras clave: contaminantes emergentes, fármacos, fotodegradación, perovskitas,

Abstract: Water pollution from emerging contaminants, specifically from pharmaceutical residues that are excreted, discharged, or leached into rivers, aquifers, and lakes poses an environmental challenge due to their resistance to removal via conventional treatment methods and their potential ecotoxicological effects. Consequently, identifying new materials capable of remediating pharmaceutical-contaminated water is of vital importance. In this context, heterogeneous photocatalysis based on perovskites has emerged as a promising strategy, owing to the compositional and electronic versatility of these materials. This review analyzes recent advances in the use of modified perovskites for the photocatalytic degradation of pharmaceuticals in water, focusing on the relationships between structure, composition, band energy, charge-carrier separation, and the generation of reactive oxygen species. Strategies such as doping, defect engineering, and heterostructure formation are compared, along with their influence on photocatalytic activity and degradation mechanisms. Additionally, the use of reactive species scavengers as tools for mechanistic elucidation is discussed. Despite the high degradation efficiencies reported under controlled conditions, challenges remain regarding complete mineralization, intermediate formation, chemical stability, leaching, recyclability, interference from real aqueous matrices, and process scale-up. Future development of these materials should therefore focus on creating systems that are active under sunlight, stable, and recoverable, and that are evaluated using real wastewater to facilitate their transition toward technological-scale water treatment applications.

Keywords: emerging contaminants, pharmaceuticals, photodegradation, perovskites.

1. Introducción

La problemática de los contaminantes emergentes ha adquirido una relevancia significativa en las últimas décadas debido al incremento en las actividades humanas, industriales y urbanas que

generan una liberación constante de compuestos químicos al ambiente (Brandler et al., 2026). Entre estos contaminantes se encuentran productos de cuidado personal, pesticidas, aditivos industriales, microplásticos y compuestos farmacéuticos, muchos de los cuales no son eliminados eficientemente mediante los

*Autor para la correspondencia: florentino.soriano@ciqa.edu.mx (Florentino Soriano Corral)

Correo electrónico: job.estrada@uadec.edu.mx (Job Ezequiel Estrada-Camacho), lucia.cano@uadec.edu.mx (Lucía Fabiola Cano-Salazar), luciano.dasilva@ciqa.edu.mx (Luciano da-Silva), tirsofloresguia@uadec.edu.mx (Tirso Emmanuel Flores-Guía), lizet.garcia@ciqa.edu.mx (Lizet García Salazar), florentino.soriano@ciqa.edu.mx (Florentino Soriano Corral).

procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales. Su presencia continua en distintos compartimentos ambientales ha despertado preocupación debido a su persistencia, capacidad de bioacumulación y potencial toxicidad para organismos acuáticos y seres humanos (Singh et al., 2026).

A partir de este contexto, los residuos farmacéuticos han sido identificados como uno de los grupos de contaminantes emergentes de mayor interés científico debido a su amplio consumo, diversidad química y continua liberación al ambiente. Una vez excretados, vertidos o filtrados, los fármacos llegan, en el mejor de los casos, a estaciones de depuración de aguas residuales; sin embargo, al ser diseñadas para eliminar específicamente materia orgánica, no eliminan microcontaminantes como los compuestos farmacéuticos. Por ello, se pueden encontrar medicamentos en aguas superficiales, como ríos y lagos, así como en aguas subterráneas y costeras (Alzola-Andrés et al., 2024; Mazhandu and Mashifana, 2024).

En la actualidad, la contaminación ambiental causada por principios activos de fármacos es una preocupación global creciente (Ortúzar et al., 2022). Los fármacos, al tener presencia mundial, se han detectado como una fuente de contaminación en cuerpos de agua, suelo, sedimentos y aire (Pot E et al., 2022; Quijano Prieto et al., 2025).

Dichos compuestos farmacéuticos que llegan a los cuerpos de agua, tanto a las aguas superficiales como a las subterráneas, provienen de una serie de fuentes diferentes (Khan et al., 2020; Ngqwala and Muchesa, 2020). La primera de estas fuentes la constituyen las aguas residuales urbanas, las cuales tienen una carga de productos farmacéuticos provenientes de los desechos generados por el ser humano tales como artículos de higiene personal, así como la inadecuada eliminación de medicamentos caducos o no utilizados (Babuji et al., 2023). Por otro lado, los residuos generados por la industria farmacéutica varían según las características y concentraciones utilizadas en la producción de fármacos, siendo los principales residuos los originados por la limpieza del equipo de producción. Otra fuente importante proviene de los desechos agrícolas y ganaderos, ya que en las grandes granjas los animales a menudo son alimentados con suplementos que contienen medicamentos, y a su vez los excrementos generados por el ganado son reutilizados como abono en la agricultura, lo que permite que los microcontaminantes lleguen a las aguas subterráneas por escorrentía. Los efluentes hospitalarios, a su vez, también contribuyen en la generación de contaminantes farmacológicos, como resultado de residuos del área de laboratorio, la excreción de pacientes y actividades de investigación. Generalmente, los productos farmacéuticos que son desechados por fuentes hospitalarias son aquellos que se encargan de tratamientos patológicos graves (Castro-Pastrana et al., 2021; Jaimes Urbina and Vera Solano, 2020; Oluwole et al., 2020; Ortúzar et al., 2022).

Hoy en día, se han detectado múltiples productos farmacéuticos que se encuentran en concentraciones ambientalmente relevantes en aguas residuales (véase la Tabla 1), las cuales incluyen: a) antibióticos; b) hormonas esteroideas, la mayoría han sido implicadas como compuestos disruptores endocrinos.; c) analgésicos y fármacos antiinflamatorios no esteroideos (AINES), los cuales son los grupos farmacéuticos más recetados; d) fármacos antiepilépticos e) reguladores de lípidos en sangre (por ejemplos, bezafibrato, gemfibrozilo y ácido fenofibrico); f) β -bloqueadores como el salbutamol; g) antineoplásicos (por ejemplo, fármacos citostáticos utilizados en la terapia de cáncer) (Castro-Pastrana et al., 2021; Ngqwala and Muchesa, 2020;

Oluwole et al., 2020; Ortúzar et al., 2022; Parra-Saldivar et al., 2021; Souza et al., 2020).

En la literatura se indica que la descarga de productos farmacéuticos en el medio acuático puede ocasionar afectaciones incluso a concentraciones muy bajas. Estos microcontaminantes pueden provocar efectos negativos en el ecosistema, perturbando las matrices ambientales y pudiendo provocar alteraciones como trastornos congénitos, anomalías físicas, alteraciones en el sistema endocrino y feminización de algunas especies de peces, así como una bioacumulación que puede afectar principalmente a organismos acuáticos (flora y fauna). A su vez, contribuyen al desarrollo de la resistencia bacteriana, y representan un riesgo potencial para la salud humana (Fonseca et al., 2021; Jaimes Urbina and Vera Solano, 2020; Parra-Saldivar et al., 2021).

Tabla 1. Principales fármacos detectados en aguas residuales y sus concentraciones reportadas. Adaptada de (Rivera-Jaimes et al., 2018).

Tipo de fármaco	Fármaco	Concentración mínima detectada (ng/L)	Concentración máxima detectada (ng/L)
Analgésicos y antiinflamatorios	Acetaminofén	1050	1464
	Diclofenaco	268	352
	Ibuprofeno	256	324
	Indometacina	19	26
Antibióticos	Naproxeno	732	4880
	Ácido salicílico	109	422
	Sulfametoxazol	118	348
	Trimetoprim	58	120
β -bloqueador	Atenolol	10	16
Regulador de lípidos	Bezafibrato	368	424
Uso psiquiátrico	Gemfibrozilo	9	15
	Carbamazepina	56	82

Con el propósito de mitigar la presencia de compuestos farmacéuticos en sistemas acuáticos, se han desarrollado diversas estrategias de tratamiento orientadas a su remoción y degradación eficiente. Entre ellas, la adsorción se ha consolidado como una de las técnicas más prometedoras debido a su alta eficiencia, versatilidad y viabilidad ambiental, empleando materiales con elevada área superficial, como carbón activado, biocarbones e hidrogeles derivados de residuos agroindustriales. Estos materiales favorecen la remoción selectiva de fármacos mediante mecanismos fisicoquímicos tales como interacciones electrostáticas, puentes de hidrógeno y fuerzas hidrofóbicas (Hanganu et al., 2026; Tonel et al., 2026). De manera complementaria, los procesos de separación por membranas, incluyendo la nanofiltración y la ósmosis inversa, han demostrado una elevada capacidad para eliminar diversos compuestos farmacéuticos mediante mecanismos de exclusión física; sin embargo, su implementación aún enfrenta desafíos asociados al elevado consumo energético y a la saturación inmediata de las membranas (Singh et al., 2026).

Asimismo, los tratamientos biológicos convencionales, como los sistemas de lodos activados y los procesos aeróbicos o anaeróbicos, continúan siendo ampliamente utilizados debido a sus bajos costos operativos, aunque su capacidad para eliminar fármacos persistentes y recalcitrantes suele ser limitada (Brandler et al., 2026). En este contexto, los biorreactores de membrana (MBR) representan una alternativa más eficiente al integrar degradación biológica y filtración física, mejorando significativamente la retención de biomasa activa y la calidad del efluente tratado. No obstante, la detección de metabolitos persistentes y genes de resistencia antimicrobiana en los efluentes

tratados demuestra la necesidad de implementar tecnologías con mayor capacidad oxidativa y degradativa (Singh et al., 2026).

Por otra parte, tecnologías emergentes como las barreras reactivas permeables (PRB) han mostrado potencial para la remediación *in situ* de aguas subterráneas contaminadas mediante el uso de materiales reactivos, como hierro cerovalente (ZVI), zeolitas y biochar, capaces de inmovilizar o transformar contaminantes de manera pasiva. Sin embargo, para alcanzar una degradación más profunda y efectiva de compuestos farmacéuticos complejos, se han desarrollado los Procesos de Oxidación Avanzada (POA), incluyendo la ozonización y el reactivo de Fenton, los cuales se basan en la generación de especies reactivas altamente oxidantes capaces de mineralizar contaminantes orgánicos. Dentro de este grupo de tecnologías, la fotocatálisis ha emergido como una alternativa de gran interés debido a su capacidad para aprovechar la radiación como fuente de activación, promoviendo la degradación de contaminantes mediante mecanismos fotoinducidos altamente eficientes (Kalmakhanova et al., 2026; Singh et al., 2026).

La teoría de la fotocatálisis se basa en la capacidad de óxido-reducción (REDOX) de los materiales sensibles en presencia de luz. En general, se utilizan semiconductores como catalizadores en procesos fotocatalíticos para degradar contaminantes orgánicos en CO_2 y H_2O . El fotocatalizador semiconductor está compuesto por estructuras de banda de valencia y de banda de conducción. A la región entre la banda de conducción y la de valencia se le proporciona el nombre de banda prohibida (bandgap). Cuando los fotones son absorbidos por el catalizador semiconductor se generan electrones y huecos (e^- y h^+) con capacidades de reducción y oxidación (Huo et al., 2021). Posteriormente, de los e^-/h^+ generados en la superficie del catalizador, una parte de estos participará directamente en el proceso de degradación del contaminante emergente, mientras que las otras partes formarán especies reactivas de oxígeno (ROS), por ejemplo: $\bullet\text{OH}$ y $-\text{O}_2^-$, para la participación de la reacción (Carolina Yabroundi et al., 2022).

Por otro lado, el hueco es atrapado por el OH^- o el H_2O en la superficie del semiconductor, generando el radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), estos radicales son altamente reactivos frente a la mayoría de los contaminantes emergentes orgánicos y muchas especies inorgánicas; por lo que reaccionan con compuestos contaminantes presentes en el medio de reacción, generando de esta forma la degradación de contaminantes emergentes y dando como productos principales CO_2 , H_2O o iones inorgánicos (Giwa et al., 2021; Lai et al., 2021). Este principio fotocatalítico está representado en la Figura 1.

Óxidos metálicos como el dióxido de titanio (TiO_2) y el óxido de zinc (ZnO) han sido utilizados como fotocatalizadores en el proceso de fotocatálisis heterogénea, esto gracias a sus bandas prohibidas muy similares, siendo en el caso del ZnO de 3.4 eV y del TiO_2 , que es de 3.2 eV; ambos exhiben propiedades electrónicas, ópticas, térmicas, químicas y mecánicas adecuadas. Estos óxidos presentan un alto nivel fotocatalítico, además de ser estables bajo distintas condiciones de reacción y poseer la capacidad para generar portadores de carga al ser excitados a una determinada longitud de onda. Se ha demostrado que ambos fotocatalizadores (TiO_2 y ZnO) son de gran interés debido a su bajo costo, alta eficiencia y estabilidad térmica, y también por no producir contaminantes secundarios durante su reacción (Akbari et al., 2021; Hojamberdiev et al., 2020).

Una desventaja importante en el uso del ZnO y TiO_2 aislados, es la rápida recombinación del par electrón-hueco (e^-/h^+), la cual tiene una influencia desfavorable en la eficiencia de su actividad fotocatalítica (Abdelfattah and El-Shamy, 2024).

Por otro lado, se encuentra el nitruro de carbono grafítico ($\text{g-C}_3\text{N}_4$), el cual es un semiconductor relativamente novedoso, y probado en estudios recientes, usualmente tiene enlaces covalentes C-N fuertes y fuerzas de Van der Waals débiles entre capas, a su vez posee una posición deseada de la banda de conducción con una carga de -1.07 eV, este fotocatalizador posee buena tolerancia al ambiente incluso en condiciones de pH altos o bajos (Wang et al., 2020). Posee una buena estabilidad fisicoquímica junto con una estructura electrónica 2D única. Además de ser activo bajo el espectro de la luz visible, no ser tóxico y ser económico, se ha reportado que este material se puede sintetizar a partir de precursores económicos como la dicianidamida, urea y melamina. Desafortunadamente, una de sus desventajas como fotocatalizador es su relativamente bajo rendimiento fotocatalítico, la rápida recombinación electrón-hueco (e^-/h^+), su lenta cinética de reacción y su absorción de luz relativamente baja (Lai et al., 2021; Muelas-Ramos et al., 2021).

La literatura indica que, para mejorar el rendimiento del proceso de degradación, la fotocatálisis heterogénea se ha combinado con otros procedimientos fisicoquímicos para así poder aumentar la eficiencia en general. En este contexto, se puede combinar la fotocatálisis con irradiación ultrasónica, la reacción foto-Fenton, la ozonización o el tratamiento electroquímico para así generar una mejora en el proceso (Moctezuma et al., 2020).

En este contexto, el objetivo de esta revisión es analizar críticamente los avances recientes en el diseño y modificación de materiales tipo perovskita para la degradación fotocatalítica de contaminantes farmacéuticos en agua, con especial énfasis en la relación entre composición, estructura electrónica, generación de especies reactivas de oxígeno, mecanismo de degradación y estabilidad del fotocatalizador. Asimismo, se comparan las principales estrategias de dopaje, ingeniería de defectos y formación de heteroestructuras, identificando las limitaciones que aún restringen su aplicación en sistemas acuosos y a escala tecnológica.

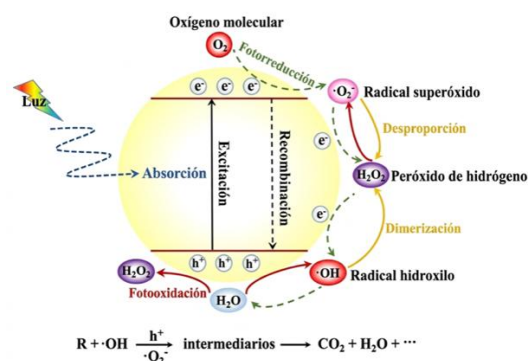


Figura 1. Mecanismo general de fotocatálisis en semiconductores. Adaptado de (Long et al., 2020).

2. Perovskitas como materiales fotocatalíticos

El término perovskita hace referencia a una estructura cristalina con fórmula general ABX_3 , derivada del material titanato de calcio (CaTiO_3). Esta estructura fue identificada por Gustav Rose en los montes Urales de Rusia en el año de 1839. En esta estructura, "A" puede ser un catión de metal alcalino (A^+), un metal alcalinotérreo (A^{2+}), o un metal de transición (A^{3+}), mientras

que “B” son cationes de metales de transición ($B^{3+}/B^{4+}/B^{5+}$), que a su vez A y B difieren en tamaño, y el sitio X corresponde a un anión, como puede ser el oxígeno, carbono o nitrógeno (véase Figura 2) (Yadav et al., 2021). Esta estructura, presenta una notable estabilidad térmica y química, así como propiedades ópticas y electrónicas sobresalientes, entre ellas su alta movilidad de carga, absorción eficiente en el espectro visible y UV, y una banda prohibida (bandgap) ajustable. A su vez, algunas composiciones presentan propiedades ferroeléctricas, piezoeléctricas y una elevada constante dieléctrica (Gyulavári et al., 2025; Neelakandan et al., 2025).

La literatura indica la existencia de varios tipos de perovskitas. Esto se debe a que pueden sintetizarse en diferentes composiciones debido a la gran versatilidad de su estructura, se sugiere que una amplia gama de elementos puede ocupar los sitios A, B y X. Estas se pueden clasificar ampliamente según su naturaleza y composición de elementos, la dimensionalidad y el marco estructural, los cuales influyen en sus propiedades físicas, químicas y organolépticas. Estas modificaciones en la estructura ABX_3 dan lugar a categorías tales como las perovskitas de óxido, las perovskitas de halogenuros y las perovskitas híbridas orgánico-inorgánicas, cada una de las anteriores presentando propiedades únicas que influyen en su estabilidad, rendimiento y comportamiento electrónico (Baray-Calderón et al., 2025; Rawat et al., 2025).

Los óxidos de perovskita son ampliamente estudiados como fotocatalizadores, y presentan una estructura cúbica general de ABO_3 , donde O^{2-} es un anión óxido, A^{2+} y B^{4+} son cationes metálicos divalentes y tetravalentes. De ahí pasamos a las perovskitas de haluro, las cuales son materiales con la misma estructura, pero donde el O^{2-} se reemplaza por un anión haluro “X” (“X= Cl⁻, Br⁻, I⁻”), “A” es un catión monovalente A^+ y B es un catión metálico divalente B^{2+} , a menudo Pb^{2+} o Sn^{2+} (Jeong et al., 2021).

La estructura general de las perovskitas híbridas orgánico-inorgánicas es ABX_3 (Figura 2), donde “A”, “B” y “X” son iones orgánicos e inorgánicos, muestran características optoelectrónicas excelentes como fuente de absorción de luz y una alta movilidad de portadores de carga. Gracias a dichas características logran una alta eficiencia de conversión de energía (Zhang et al., 2023).

La literatura indica que, las reacciones fotocatalíticas consisten en tres pasos principales: absorción de luz; separación de cargas y transporte a la superficie del catalizador; así como la reducción y oxidación de los reactivos. En este sentido, la fotocatalisis utiliza la luz para iniciar procesos químicos, como la reducción de CO_2 , la degradación de contaminantes, así como la síntesis de compuestos orgánicos. Normalmente la fotocatalisis ocurre en presencia de un fotocatalizador, que absorbe la luz y genera pares de electrón-hueco. En este contexto, se han reportado diversos fotocatalizadores basados en perovskitas, algunos logrando una alta eficiencia fotocatalítica. Por lo que los materiales fotocatalíticos basados en perovskitas muestran potencial para su uso práctico (Mai et al., 2021; Temerov et al., 2022).

En la actualidad, las perovskitas han despertado un creciente interés científico gracias a su versatilidad y al conjunto de propiedades que las hacen útiles en múltiples aplicaciones, estas estructuras emergen como materiales alternativos prometedores para su uso en la catálisis heterogénea ambiental (da Silva Júnior et al., 2024b). Dentro de sus aplicaciones se incluye su uso como materiales fotovoltaicos, detectores de radiación X, almacenamiento de energía solar y como fotocatalizadores. Su

ventaja principal radica en su capacidad de modificar su composición, lo que permite ajustar y potenciar sus características dependiendo de su aplicación (Gyulavári et al., 2025).

La evidencia científica indica que la selección del material fotocatalizador es un paso crucial para así lograr una mejoría en el resultado (Molinari et al., 2020). Los principales obstáculos en la fotocatalisis son: el tiempo de recombinación corto del par electrón-hueco fotoinducido y la longitud de onda de absorción correspondiente al material fotocatalizador, la mayoría de los materiales se activan en el espectro de la región UV, y en el espectro solar la región UV representa solo un 5%. Por lo que, para aumentar la actividad fotocatalítica, la banda prohibida (bandgap) del material debe ser sensible a las radiaciones del espectro visible y el infrarrojo (IF) cercano, junto con una mayor vida media de los portadores fotogenerados y una menor velocidad de recombinación electrón-hueco (Nkwachukwu and Arotiba, 2021).

3. Estrategias de modificación de perovskitas

La perovskita posee tres sitios de alteración en su estructura (sitio A, B y O). El dopaje en estos sitios puede mejorar la absorción de luz en las regiones visibles y espectro infrarrojo cercano mediante la alteración de la banda prohibida (bandgap). El tiempo de recombinación se puede abordar empleando diferentes estrategias que incluyen la sincronización de la banda prohibida y la represión de la recombinación electrón-hueco. Para la resolución de los problemas referentes a la absorción de luz, así como el tiempo de recombinación se han propuesto las siguientes estrategias: I) ingeniería de modificación de la banda prohibida (bandgap), II) reducción de la recombinación de pares electrón-hueco, y III) reducción de defectos en la mejora de absorción visible (Kumar et al., 2020; Lu et al., 2020).

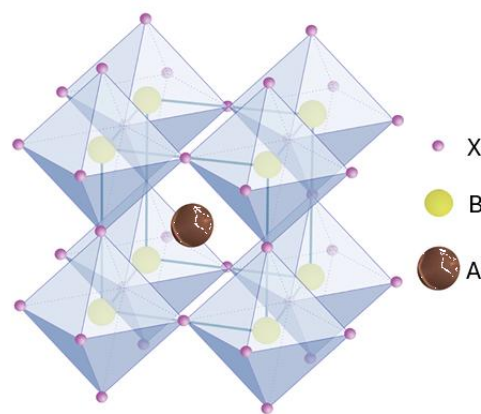


Figura 2. Estructura cristalina de perovskita ABX_3 . Adaptado de (da Silva Júnior et al., 2024b) .

3.1 Dopaje de iones metálicos

En la estructura de la perovskita, el dopaje de los metales, regularmente de transición (cationes ricos en electrones), puede promover la formación de centros de atrapamiento de electrones e inhibir la recombinación electrón-hueco, mejorando así la actividad fotocatalítica. Esto puede conducir a la producción de impurezas donantes en la estructura de la perovskita, suprimiendo así la recombinación de pares electrón-hueco; y así la alta energía atómica del metal de transición garantiza una mejor movilidad de electrones sin cambiar la banda de conducción del material

anfitrión de la perovskita y prolongando la vida útil de los portadores de electrones (Irshad et al., 2022).

El dopaje no metálico contribuye al desplazamiento hacia arriba de la banda de valencia y a la formación de un sitio deficiente en oxígeno, este dopaje no metálico puede retrasar efectivamente la recombinación del par electrón-hueco a nanoescala, esto aumenta la eficiencia de la absorción de luz y la separación de pares de electrón-hueco (Long et al., 2020).

3.2 Heteroestructuras

Las heterouniones son estructuras híbridas compuestas por una interfaz entre dos semiconductores cuyas estructuras de bandas difieren entre sí, tales estructuras de banda permiten la separación espacial de las partes de electrón-hueco. En general, las heterouniones poseen propiedades superiores a sus contrapartes debido al efecto sinérgico de sus constituyentes (Baray-Calderón et al., 2025).

El tipo de heterounión formada por los materiales semiconductores depende de su banda prohibida (bandgap), existen tres tipos de heterounión las cuales son tipo I, tipo II y tipo III. La combinación de los materiales semiconductores forma el esquema z, la unión p-n y la unión Schottky según el tipo de semiconductor utilizado (Huang et al., 2024; Zhang et al., 2021)

El tipo I es conocida como heterounión de brecha superpuesta. Este tipo involucra un fotocatalizador semiconductor (SP I) con una banda de conducción altamente negativa y una banda de valencia altamente positiva, mientras que las bandas del otro fotocatalizador semiconductor (SP II) se encuentran dentro de ella. La desventaja de esta heterounión es que las cargas se acumulan en el semiconductor con una banda prohibida (bandgap) más baja, lo cual no es favorable (Long et al., 2020). Por otro lado, en el tipo II, la banda de conducción y la banda de valencia del semiconductor (SP I) se encuentran por encima de la banda de conducción y la banda de valencia del SP II. La separación de la carga del par electrón-hueco fotogenerado es eficiente en el tipo II esto debido a su movimiento descendente del electrón desde la banda de conducción de SP II y un movimiento ascendente de los huecos desde la banda de valencia del SP I (Lai et al., 2021). Por último, tenemos al tipo III, en el cual, la diferencia entre las bandas de valencia y conducción es mayor que en el tipo II. Los electrones fotogenerados del SP I se unen con los huecos fotogenerados de SP II. Así, el electrón del SP II y el hueco del SP I producen una reacción REDOX en el fotocatalizador semiconductor (Kumar et al., 2020).

El sistema fotocatalítico en esquema Z demuestra una mayor capacidad REDOX y una mejor separación de carga, en este sistema, los electrones fotogenerados en el semiconductor B presentan mayor poder oxidante, pero a su vez una banda de conducción más positiva, se recombinan con los huecos del semiconductor A que tiene mayor poder reductor, pero una banda de valencia más negativa. Estos fotocatalizadores tipo Z se pueden clasificar en tres tipos según los mediadores involucrados en el sistema: esquema Z con mediadores REDOX de transporte; esquema Z con mediadores electrónicos en estado sólido; y fotocatalizadores de esquema Z directos (Fajrina and Tahir, 2019; Mai et al., 2021).

3.3 Ingeniería de defectos.

Como se mencionó anteriormente, los materiales en la composición de la perovskita ABO_3 ofrecen tres sitios diferentes para alteraciones, donde se pueden realizar el dopaje de diferentes elementos, lo que puede inducir defectos en los materiales

resultantes. El dopaje en el sitio A y B pueden inducir defectos en la estructura de la perovskita. Generalmente las vacantes de cationes en el sitio A o de aniones oxígeno se inducen mayormente en este proceso. Las vacantes del sitio A son más comunes ya que los cationes A son más grandes y esto facilita su desplazamiento en comparación con el sitio B, que se encuentra en una red octaédrica BO_6 estable (Irshad et al., 2022; Kumar et al., 2020; Shen et al., 2021).

Las vacantes en el sitio B no son muy comunes en las perovskitas ya que son menos favorecidas termodinámicamente debido a la alta carga y al menor tamaño de los cationes del sitio B. Las vacantes en el sitio A pueden introducirse sustituyendo el catión en A con un catión de valencia alta o baja, dando como resultado perovskitas con una fórmula $A_{1-x}A_x'BO_3$ y $A_{(1-x)}A_x'BO_{3-\delta}$ respectivamente, y la vacante deficiente en oxígeno puede crearse dopando con azufre o nitritos. Por otro lado, la sustitución de cationes del sitio B con cationes de valencia menor o mayor da como resultado perovskitas deficientes en oxígeno con fórmula $A_{(1-x)}A_x'BO_{3-\delta}$. Por lo que la concentración de defectos en un material perovskita puede controlarse manejando el porcentaje de dopaje (Arandiyán et al., 2021; Shen et al., 2021; Sun et al., 2021).

Como se ha revisado anteriormente, la capacidad de los materiales semiconductores de absorber radiación solar en un medio acuoso permite la separación de cargas en ellos y da como resultado la formación de electrón-huecos, los cuales pueden ser utilizados para la mineralización de contaminantes orgánicos en fragmentos más pequeños. Varias perovskitas, incluidos titanatos, tantalatos, niobatos, y ferritinas, han sido utilizadas por los investigadores para la degradación de contaminantes orgánicos como los fármacos (Kumar et al., 2019).

4. Fotodegradación de fármacos utilizando perovskitas.

Nguyen et al. (2020) evaluaron el rendimiento del TiO_2 y TiO_2/H_2O_2 utilizando un dopaje de N/Visible para abordar la degradación de diclofenaco, utilizando una concentración inicial de diclofenaco en un rango de 5-50 mg/L y 20-100 mg/L. Los resultados de la investigación indicaron que una mayor concentración inicial reduce la eficiencia del proceso, pero el uso del dopaje con H_2O_2 demostró un rendimiento mejorado, obteniendo una reducción del 42.21% para el TiO_2 y un 79.55% para el TiO_2/H_2O_2 .

Por su parte, Rebollo et al. (2024) reportaron que al utilizar un híbrido de Hidrocalumita- TiO_2 para la degradación de ibuprofeno, operando bajo un proceso de fotocatálisis heterogénea, empleando una concentración de 50 ppm de ibuprofeno en 750mL de medio acuoso y bajo radiación UV de 366 nm, los materiales híbridos de hidrocalumita- TiO_2 mostraron buena actividad catalítica en la fotodegradación, degradando el 96% del ibuprofeno inicial después de los 155 minutos.

Ata y Yıldız Töre utilizaron muestras reales de aguas residuales domésticas e industriales para la degradación de eritromicina (ERY) y sulfametoxazol (SMX) utilizando un catalizador de TiO_2 dopado con nitrógeno, flúor y carbono (NFC- TiO_2). Después de 7 h de tratamiento fotocatalítico con TiO_2 dopado con NFC, se degradaron en un 62% y un 86 % para ERY y SMX, respectivamente, registrándose casi un 100 % de eliminación de los antibióticos. Aunque ERY tiene una estructura más compleja que SMX, se eliminó completamente del agua. En las aguas residuales reales, la concentración de ERY se midió hasta 5430 ng L^{-1} , y se logró una eliminación de casi el 100% dentro de los 420 min de irradiación UV-Vis. Los resultados de degradación de muestras reales fueron de un 73%-79% para ERY y SMX,

indicando que la reutilización de estas aguas residuales sería segura para fines de riego (Ata & Yıldız Töre, 2019).

Un trabajo notable en el campo de la purificación *in-situ* de aguas residuales basado en propiedades hidrodinámicas se basó en la piezo-fotocatálisis bajo radiación solar simulada, aplicado por Guo et al. (2023). Utilizando un fotocatalizador $\text{NaNbO}_3/\text{g-C}_3\text{N}_4$ para la degradación de clorhidrato de tetraciclina, oxitetraciclina (OXY), ciprofloxacino (CIP) y cloranfenicol (CAP). Los experimentos fotocatalíticos se realizaron utilizando el catalizador a una concentración de 0.05 g L^{-1} . La eficiencia de degradación fue sobresaliente para la tetraciclina hasta 87,3 % en solo 10 min cuando se combinó la luz solar con agitación a alta velocidad. Para OXY, CIP, CAP, los órdenes de degradación fueron 96 %, 74 %, 79 % bajo luz y agitación en 60 min. Las pruebas de durabilidad se establecieron únicamente para la matriz de tetraciclina, donde se estudiaron cinco ciclos. Al finalizar estos cinco ciclos, la eficiencia de degradación de la tetraciclina se mantuvo en un 80 %, lo que demuestra la notable estabilidad y capacidad de reutilización del catalizador (específicamente la composición NNCN-3). Además, el análisis de los patrones de difracción de rayos X (XRD) realizado antes y después de los experimentos no mostró cambios significativos en la estructura del material, confirmando su robustez estructural tras el proceso catalítico.

Para llevar a cabo este proceso de reciclaje, después de cada ciclo el fotocatalizador sólido fue filtrado y lavado varias veces con agua destilada y etanol con el fin de eliminar los contaminantes residuales, para luego ser secado a 60°C antes de iniciar el siguiente ciclo de degradación. Estos resultados subrayan que el sistema no solo es altamente eficiente bajo condiciones de flujo de agua y luz solar, sino también duradero para aplicaciones prácticas de purificación (Guo et al., 2023).

Por su parte, Younes et al. (2023) probaron las propiedades fotocatalíticas de MIL-125-NH_2 , LaFeO_3 y $\text{LaFeO}_3/\text{MIL-125-NH}_2$ para la degradación de carbamazepina y cafeína usando un simulador solar (lámpara de xenón de 150 W) como fuente de luz. Añadieron 25 mg del fotocatalizador preparado a 100 mL de solución acuosa de carbamazepina y cafeína (5 mg/L , 1 mg/L). El efecto de adsorción se realizó agitando la mezcla resultante en la oscuridad durante 1 h. Luego, se estudió el efecto de la luz en la degradación mediante la irradiación de las mezclas con el simulador solar. Dando como resultado que la cafeína mostró una mayor degradación que la carbamazepina en una hora (es decir, carbamazepina 74% y cafeína 87% con $\text{LaFeO}_3/\text{MIL-125-NH}_2$). Mencionan que esta actividad fotocatalítica se debió a especies activas de radicales libres superóxido e hidroxilo.

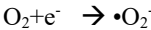
Tabla 2. Perovskitas y sistemas basados en perovskitas para la degradación de fármacos.

Material Perovskita	Modificación (método)	Contaminante degradado	Fuente de luz	Eficiencia de la degradación %	Ref.
SrFeO ₃	Síntesis sol-gel	Ciprofloxacino	catalísis en la oscuridad y con luz UV	75%	(da Silva Júnior et al., 2024b)
SrCuO ₃	Síntesis sol-gel	Tetraciclina	Ambiente oscuro	>90%	(da Silva Júnior et al., 2024a)
LaZnO ₃	Síntesis sol-gel	Sulfametizol	Luz visible	99.2%	(Huy et al., 2024)
BaTiO ₃	Heterounión	Sulfamethoxazol	Luz visible	85-95%	(Meng et al., 2024)
CaBiO ₃	Síntesis por complejación de glicina (CBO-GC)	Tetraciclina	Lampara de xenón	68.6%	(Rakesh et al., 2020)
BiFeO ₃	heteroestructura	Estrona	Luz visible	96%	(Subramanian et al., 2022)

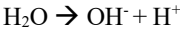
5. Mecanismos de fotodegradación

En el proceso de fotodegradación la fotocatalisis juega un papel muy importante ya que, en este proceso, ya antes mencionado, al irradiar con luz a un semiconductor, se generan especies reactivas de oxígeno (ROS) tales como lo pueden ser radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), aniones superóxido (O_2^-) y oxígeno singlete ($^1\text{O}_2$). Estos ROS pueden degradar moléculas orgánicas en subproductos más simples y no tóxicos, como lo pueden ser agua (H_2O), dióxido de carbono (CO_2) y fragmentos orgánicos más pequeños(Huo et al., 2021; Lai et al., 2021). Los pasos clave en el mecanismo fotocatalítico incluyen la absorción de luz, la generación de electrones-hueco, la separación de carga y las reacciones REDOX en la superficie del fotocatalizador (Ver Figura 3). Un fotocatalizador semiconductor presenta una banda de valencia (VB) y una banda de conducción (CB) separadas por una brecha de energía conocida como energía de banda (E_g). Inicialmente el fotocatalizador absorbe fotones al exponerse a luz ultravioleta (UV) o visible, la energía de irradiación debe de ser igual o mayor a la energía de banda prohibida (bandgap) del material, así los electrones se excitan desde la banda de valencia (VB) a la banda de conducción (CB), generando pares de electrones (e^-) y huecos (h^+) (Carolina Yabroudi et al., 2022.; Do and Mohan, 2020).

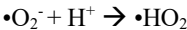
Los electrones se mueven hacia las moléculas aceptoras, lo que genera reacciones de reducción, mientras los huecos se transfieren a especies donadoras, llevando a reacciones de oxidación. En la CB los electrones excitados interactúan con oxígeno para formar radicales superóxido (ver Figura 3):



Después se genera una ionización del agua:



A su vez, los superóxidos son protonados y se convierten en radicales hidroperóxido:



Estos radicales $\bullet\text{HO}_2$ experimentan reducción para producir HO_2 y eventualmente peróxido de hidrogeno (H_2O_2):

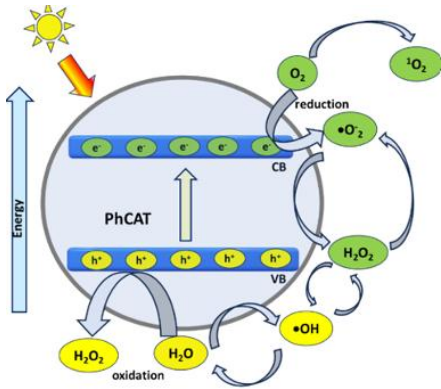
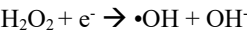
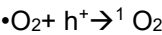


Figura 3. Ruta general de fotodegradación de contaminantes farmacéuticos (adaptado de Nanou et. al. 2025).

Finalmente, tras la reducción del H₂O₂ se generan radicales hidroxilo (•OH):



A su vez una porción de •O₂ reacciona con h⁺ para formar oxígeno singlete (¹O₂):



Simultáneamente, las reacciones de oxidación ocurren en la VB. El h⁺ foto excitado reacciona con el agua y a su vez con los iones hidróxido (OH⁻), produciendo radicales •OH:



Que pueden combinarse posteriormente para formar H₂O₂(Das et al., 2021; Fu et al., 2018):



En resumen, los electrones fotogenerados reducen O₂ a -O₂, H₂O₂ y •OH, mientras que los pares h⁺ oxidan H₂O a •OH y H₂O₂. Estos oxidantes ROS oxidan conjuntamente los contaminantes orgánicos, lo que conduce a su degradación.

Los radicales hidroxilo con un alto potencial de oxidación son particularmente efectivos para descomponer anillos aromáticos, enlaces insaturados y otras estructuras complejas en los fármacos. La degradación de productos farmacéuticos implica la escisión oxidativa de anillos aromáticos, la desmetilación y otros mecanismos que conducen a la mineralización, dando como resultado en productos finales como dióxido de carbono (CO₂), agua y moléculas orgánicas más simples. La literatura indica que la eficiencia de la degradación de moléculas de antibióticos depende de la adsorción de moléculas del antibiótico en la superficie del fotocatalizador, a su vez esto puede ser influenciado por factores como el pH, la fuerza iónica y el área superficial del catalizador. Por ejemplo, se ha demostrado que las cargas negativas tienen más probabilidad de adsorberse en un semiconductor fotocatalítico con carga positiva (ej. TiO₂). Una vez adsorbido, las moléculas de antibiótico son atacadas por ROS, los radicales hidroxilo (•OH) y los aniones superóxido (•O₂⁻) rompen las moléculas mediante la escisión de enlaces (Nannou et al., 2025).

En resumen, la degradación implica frecuentemente la desalquilación, desmetilación y otras transformaciones oxidativas.

Para evaluar el papel de cada especie reactiva producida en el proceso fotocatalítico, en el campo de la investigación comúnmente se realizan análisis utilizando compuestos químicos específicos conocidos como scavengers (captadores de especies reactivas), que, en teoría, reaccionan selectivamente con una sola especie reactiva (Alabdulsalam and Bagabas, 2024).

Los scavengers son sustancias que reaccionan rápida y específicamente con un radical en la degradación. En la actualidad muchas moléculas se han utilizado como scavengers de radicales en la fotocatálisis heterogénea (Tabla 3): por ejemplo, para eliminar el hueco de la banda de valencia, se emplean especies donadoras de electrones como el oxalato y el ácido fórmico. Los alcoholes, como el ter-butanol y el metanol, se aplican generalmente para confirmar la participación de •OH. La para-benzoquinona se emplea ampliamente para así acreditar la presencia de radicales de ion superóxido •O₂⁻. Mientras que en

algunas investigaciones emplean la enzima superóxido dismutasa (SOD). Por último, se aplica el captador de ion azida N₃⁻ para reaccionar con el ¹O₂ (da Silva Júnior et al., 2024b; Schneider et al., 2020).

Tabla 3. Lista de algunos Scavengers utilizados en fotocatálisis de fármacos y su efecto en la reacción.

Scavenger	Especie objetivo	Rol principal	Referencia
EDTA-Na ₂ , Oxalato de amonio	h ⁺	Fotogeneración de huecos	(Palomares-Reyna et al., 2023)
Alcohol isopropílico, Bicarbonato, Alcohol tert-butílico, Manitol	•OH	Participación del radical hidroxilo	(hag et al., 2022)
Ácido Ascórbico BQ (1,4 benzoquinona)	•O ₂ ⁻	Confirma el papel de los radicales superóxido	(Orona-Návar et al., 2020)
SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	h ⁺ , •OH	Fotogeneración de huecos y radical hidroxilo	(Shirazinejad et al., 2023)
DOM (Materia Orgánica Disuelta)	h ⁺ , •OH	Simula condiciones del mundo real para el estudiar cómo la materia orgánica afecta la eficiencia de degradación	(Eleftheriadou et al., 2020)
Nitrato de Sodio	e ⁻ luz UV	Evalúa la competencia entre iones y antibióticos por especies reactivas	(Hussien, 2021)

6. Desafíos y perspectivas

Los materiales fotocatalizadores de Perovskitas han surgido como un área prometedora, representan un gran interés en la aplicación fotocatalítica para el tratamiento de aguas residuales, presentando ventajas significativas. Sin embargo, este campo también presenta desafíos. Se ha documentado una gran cantidad de investigaciones científicas acerca de materiales de perovskitas dopados y no dopados para la mejora de las propiedades fotocatalíticas con el fin de encontrar un fotocatalizador adecuado con las siguientes características; i) basado en la reducción de energía de la banda GAP, ii) actividad en presencia de luz visible, iii) alta eficiencia en la separación del electrón-hueco, iv) con fácil generación de especies reactivas de oxígeno, v) reciclabilidad del fotocatalizador y vi) bajo costo, así como presentar una fácil aplicación sin generar contaminantes secundarios y huella ecológica.

Se ha demostrado que las especies reactivas de oxígeno ROS, son los componentes responsables de la descomposición de las moléculas de residuos farmacéuticos. Como se menciona con anterioridad, la eficiencia de la degradación depende de las propiedades de los materiales, como la energía de banda GAP, la actividad de la luz visible, la eficiencia en la separación del electrón-hueco, los cuales influyen directamente en la formación de los ROS y la adsorción de contaminantes. Así pues, los avances en el diseño de materiales, incluyendo el dopaje, y los sistemas compuestos, continúan mejorando el rendimiento fotocatalítico, buscando soluciones sostenibles en materia de purificación de aguas residuales.

Además, entre los problemas relevantes que se destacan para pasar a un nivel de aplicación en campo, destacan la estabilidad química del agua, la lixiviación de los elementos, la fotocorrosión, la toxicidad del catalizador y los intermediarios, la recuperación del catalizador y la actividad bajo radiación solar.

Por otro lado, dentro de sus desafíos se ha reportado que la estabilidad de las perovskitas y otros materiales bajo diferentes condiciones ambientales sigue siendo un obstáculo crítico, ya que es necesario garantizar que la estructura y las propiedades de los materiales compuestos se mantengan con el tiempo para lograr una remediación continua y eficiente en la fotocatálisis. Además, la selección de materiales y su proporción es de suma importancia.

7. Conclusiones y áreas de oportunidad

Para abordar la problemática actual de residuos farmacéuticos emergentes en el agua, es fundamental el desarrollo e implementación de nuevas tecnologías para procesos de tratamiento de aguas residuales, esto incluye el uso de técnicas de remediación que minimicen la generación de residuos y la emisión de subproductos farmacéuticos, así como la investigación de métodos de oxidación avanzada utilizando fuentes de energía renovable tales como la luz solar, y el desarrollo de catalizadores más eficientes.

En este contexto la utilización de perovskitas modificadas emerge como una solución prometedora para la remediación de aguas contaminadas por residuos farmacéuticos los cuales no son eliminados por tratamientos convencionales, y a su vez estos residuos representan un riesgo al ecosistema y la salud humana. Dentro de las ventajas más destacables de las perovskitas se encuentra su estructura tipo ABX₃, la cual permite modificar su composición química para así lograr ajustar sus propiedades ópticas y electroconductoras como las bandas bandgap, teniendo una mejoría en su rendimiento según la modificación que se aplique.

Las modificaciones tales como el dopaje, las heteroestructuras y la ingeniería de defecto son estrategias efectivas para superar las limitaciones de los fotocatalizadores tradicionales, estas técnicas de modificación ralentizan la recombinación del par electrón-hueco y a su vez incrementa la absorción de luz.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la SECIHTI por el financiamiento del proyecto de investigación CBF2023-2024-3604.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

Entre las estrategias analizadas, las heterouniones han mostrado un potencial particularmente elevado, debido a su capacidad para promover la separación espacial de los portadores fotogenerados; sin embargo, su superioridad depende de la composición, alineación de bandas, interfaz y condiciones de reacción.

A su vez, el uso de procesos fisicoquímicos tales como la irradiación de luz UV, la ozonización y la irradiación ultrasónica ejercen un efecto potenciador en la degradación de los residuos farmacéuticos.

La desaparición del compuesto farmacéutico no implica necesariamente su mineralización completa. La fotocatálisis puede generar intermediarios orgánicos cuya toxicidad y persistencia deben ser evaluados mediante análisis TOC/COD e identificación de productos de transformación. Algunos estudios han demostrado la reciclabilidad a corto plazo durante aproximadamente 5 ciclos fotocatalíticos consecutivos;

sin embargo, esta evidencia sigue siendo insuficiente para establecer la estabilidad operativa a largo plazo operacional.

Como lo demuestra la evidencia, diversos estudios muestran altas tasas de eficiencia en la degradación de fármacos específicos, logrando alcanzar niveles cercanos al 100% de eliminación bajo condiciones controladas.

En conclusión, los datos analizados muestran que, a pesar de los avances en el campo de las perovskitas, aún persisten retos críticos. En este sentido, el desarrollo futuro de estos materiales deberá orientarse hacia el diseño de sistemas activos bajo luz solar, estables, recuperables y evaluados en aguas residuales reales, así como hacia la reducción de sus costos de producción con el fin de lograr su aplicación, en primera instancia, a escala de planta piloto y, en un futuro, en los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales.

8. Bibliografía

- Abdelfattah, I., El-Shamy, A. M. (2024). A comparative study for optimizing photocatalytic activity of TiO₂-based composites with ZrO₂, ZnO, Ta₂O₅, SnO, Fe₂O₃, and CuO additives. *Scientific Reports*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77752-5>
- Akbari, M. Z., Xu, Y., Lu, Z., Peng, L. (2021). Review of antibiotics treatment by advance oxidation processes. In *Environmental Advances* (Vol. 5). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100111>
- Alabdulsalam, M. N., Bagabas, A. A. (2024). Silver nanoparticles-promoted bismuth titanate perovskite nanosheets photocatalyst for water purification. *Results in Chemistry*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2024.101725>
- Alzola-Andrés, M., Domingo-Echaburu, S., Nogales-Garcia, M., Palacios-Zabalza, I., Urrutia-Losada, A., Arteché-Elguizabal, L., de Torre Querejazu, A. L., Basterra, A. Q., Orive, G., & Lertxundi, U. (2024). El impacto ambiental de los medicamentos: una mirada desde la farmacia hospitalaria. *Farmacia Hospitalaria*, 48, S13–S20. <https://doi.org/10.1016/j.farma.2023.09.010>
- Arandiyán, H., S. Mofarah, S., Sorrell, C. C., Doustkhah, E., Sajjadi, B., Hao, D., Wang, Y., Sun, H., Ni, B. J., Rezaei, M., Shao, Z., Maschmeyer, T. (2021). Defect engineering of oxide perovskites for catalysis and energy storage: Synthesis of chemistry and materials science. In *Chemical Society Reviews* (Vol. 50, Number 18, pp. 10116–10211). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d0cs00639d>
- Ata, R., Yıldız Töre, G. (2019). Characterization and removal of antibiotic residues by NFC-doped photocatalytic oxidation from domestic and industrial secondary treated wastewaters in Meric-Ergene Basin and reuse assessment for irrigation. *Journal of Environmental Management*, 233, 673–680. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.095>
- Babuji, P., Thirumalaisamy, S., Duraisamy, K., Periyasamy, G. (2023). Human health risks due to exposure to water pollution: A review. In *water (Switzerland)* (Vol. 15, Number 14). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/w15142532>

- Baray-Calderón, A., Aleman-Ramirez, J. L., Díaz-Cruz, E. B., Martínez-Alonso, C., Fuentes-Pérez, M., Olvera-Vargas, H., Becerra-Paniagua, D. K. (2025). Recent advances in perovskite-basea heterojunction photocatalysts: synthesis, properties, and Applications. In *Korean Journal of Chemical Engineering* (Vol. 42, Number 4, pp. 803–826). Springer. <https://doi.org/10.1007/s11814-025-00416-1>
- Brandler, D., Pinto, Y. V. C., Marques, B. da C., Korf, E. P., Pasquali, G. D. L. (2026). Waste-derived hydrogels for pharmaceutical effluent treatment: a review of synthesis, modification, applications, and future perspectives. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 61. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94782943>
- Carolina Yabroudi, S., Urdaneta, F., Gutiérrez, L., Isabel Adrianza, M., Melo, P. (2022). Fotocatálisis heterogénea como alternativa para la remoción de contaminantes emergentes en aguas residuales. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6193995>
- Castro-Pastrana, L. I., Cerro-López, M., Toledo-Wall, M. L., Gómez-Oliván, L. M., Saldívar-Santiago, M. D. (2021). Análisis de fármacos en aguas residuales de tres hospitales de la ciudad de Puebla, México. *Ingeniería Del Agua*, 25(1), 59. <https://doi.org/10.4995/ia.2021.13660>
- da Silva Júnior, A. H., de Oliveira, C. R. S., Moraes, P. A. D., Pellenz, L., Guelli Ulson de Souza, S. M. de A., de Souza, A. A. U., da Silva, L., da Silva, A. (2024). Perovskite-type catalyst for tetracycline abatement under dark ambient over a wide pH range. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 110(1), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10971-024-06324-w>
- da Silva Júnior, A. H., de Oliveira, C. R. S., Pellenz, L., Moraes, P. A. D., Marques, W. P., Mazur, L. P., Costa, T. G., Horn, A., Guelli Ulson de Souza, S. M. de A., de Souza, A. A. U., da Silva, L., da Silva, A. (2024). Perovskite-type strontium ferrite-based catalyst: Characterization and antibiotic degradation approach. *Process Safety and Environmental Protection*, 187, 1403–1421. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.05.048>
- Das, A., Mahata, D., Kanti Adak, M. (2021). Perovskite based photocatalyst for wastewater treatment: Green approach of environmental sustainability. *American Journal of Biological and Environmental Statistics*, 7(1), 1. <https://doi.org/10.11648/j.ajbes.20210701.11>
- Do, T. O., Mohan, S. (2020). Editorial: Special issue on “emerging trends in TiO₂ photocatalysis and applications.” In *Catalysts* (Vol. 10, Number 6, pp. 1–4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/catal10060670>
- Eleftheriadou, N. M., Ofrydopoulou, A., Papageorgiou, M., Lambropoulou, D. (2020). Development of novel polymer supported nanocomposite GO/TiO₂ films, based on poly (L-lactic acid) for photocatalytic applications. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/app10072368>
- Fajrina, N., Tahir, M. (2019). A critical review in strategies to improve photocatalytic water splitting towards hydrogen production. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 44, Number 2, pp. 540–577). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.10.200>
- Fonseca, V. F., Duarte, I. A., Duarte, B., Freitas, A., Pouca, A. S. V., Barbosa, J., Gillanders, B. M., Reis-Santos, P. (2021). Environmental risk assessment and bioaccumulation of pharmaceuticals in a large urbanized estuary. *Science of the Total Environment*, 783. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147021>
- Fu, J., Yu, J., Jiang, C., Cheng, B. (2018). g-C₃N₄-Based Heterostructured Photocatalysts. In *Advanced Energy Materials* (Vol. 8, Number 3). Wiley-VCH Verlag. <https://doi.org/10.1002/aenm.201701503>
- Giwa, A., Yusuf, A., Balogun, H. A., Sambudi, N. S., Bilad, M. R., Adeyemi, I., Chakraborty, S., Curcio, S. (2021). Recent advances in advanced oxidation processes for removal of contaminants from water: A comprehensive review. In *Process Safety and Environmental Protection* (Vol. 146, pp. 220–256). Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.015>
- Guo, L., Hu, C., Tu, S., Wang, C., Mei, L., Zhang, Y., Huang, H. (2023). Weak force-polarization driven exceptional piezo-photocatalysis by coupling dual-active piezoelectric semiconductors in NaNbO₃/g-C₃N₄ heterojunction. *Chemical Engineering Journal*, 476. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.146541>
- Gyulavári, T., Abedi, M., Tóth, S., Ágoston, Á., Veréb, G., Bodor, A., Kukovecz, Á., Kónya, Z., Perei, K., Pap, Z. (2025). Intrinsic and photocatalytic disinfection properties of CaTiO₃, SrTiO₃, and BaTiO₃ alkaline earth metal titanate perovskites. *Ceramics International*, 51(25PB), 45715–45724. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2025.07.286>
- Hanganu, D., Duduman, C., Favier, L., Apostolescu, G., Harja, M. (2026). simple synthesis route of oxides mixt – cnf composites used as adsorbent for pharmaceutical pollutants removal. <https://doi.org/10.2139/ssrn.6767633>
- Hojamberdiev, M., Czech, B., Göktas, A. C., Yubuta, K., Kadirova, Z. C. (2020). SnO₂@ZnS photocatalyst with enhanced photocatalytic activity for the degradation of selected pharmaceuticals and personal care products in model wastewater. *Journal of Alloys and Compounds*, 827. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2020.154339>
- Huo, X., Yang, Y., Niu, Q., Zhu, Y., Zeng, G., Lai, C., Yi, H., Li, M., An, Z., Huang, D., Fu, Y., Li, B., Li, L., Zhang, M. (2021). A direct Z-scheme oxygen vacant BWO/oxygen-enriched graphitic carbon nitride polymer heterojunction with enhanced photocatalytic activity. *Chemical Engineering Journal*, 403. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126363>
- Hussien, M. S. A. (2021). Facile synthesis of nanostructured Mn-doped Ag₃PO₄ for visible photodegradation of emerging pharmaceutical contaminants: Streptomycin photodegradation. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, 31(3), 945–959. <https://doi.org/10.1007/s10904-020-01831-z>
- Huy, B. T., Nguyen, X. C., Bui, V. K. H., Tri, N. N., Rabani, I., Tran, N. H. T., Ly, Q. V., Truong, H. B. (2024). Photocatalytic degradation of antibiotic sulfamethizole by visible light activated perovskite LaZnO₃. *Journal of Environmental Sciences*, 144, 212–224. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.08.004>

- Irshad, M., Ain, Q. tul, Zaman, M., Aslam, M. Z., Kousar, N., Asim, M., Rafique, M., Siraj, K., Tabish, A. N., Usman, M., Hassan Farooq, M. ul, Assiri, M. A., Imran, M. (2022). Photocatalysis and perovskite oxide-based materials: a remedy for a clean and sustainable future. In *RSC Advances* (Vol. 12, Number 12, pp. 7009–7039). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d1ra08185c>
- Jaimes Urbina, J. A., Vera Solano, J. A. (2020). Los contaminantes emergentes de las aguas residuales de la industria farmacéutica y su tratamiento por medio de la ozonización. *Informador Técnico*, 84(2). <https://doi.org/10.23850/22565035.2305>
- Jeong, J., Kim, M., Seo, J., Lu, H., Ahlawat, P., Mishra, A., Yang, Y., Hope, M. A., Eickemeyer, F. T., Kim, M., Yoon, Y. J., Choi, I. W., Darwich, B. P., Choi, S. J., Jo, Y., Lee, J. H., Walker, B., Zakeeruddin, S. M., Emsley, L., ... Kim, J. Y. (2021). Pseudo-halide anion engineering for α -FAPbI₃ perovskite solar cells. *Nature*, 592(7854), 381–385. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03406-5>
- Kalmakhanova, M. S., Reimbayev, Y. K., Karimbayeva, Z. E., Ferreira, A. P., Gomes, H. T. (2026). Permeable reactive barriers in groundwater remediation: A review of efficiency in removing pharmaceuticals and heavy metals. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 18, Number 9). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su18094508>
- Khan, H. K., Rehman, M. Y. A., Malik, R. N. (2020). Fate and toxicity of pharmaceuticals in water environment: An insight on their occurrence in South Asia. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 271). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111030>
- Kumar, A., Kumar, A., Krishnan, V. (2020). Perovskite oxide-based materials for energy and environment-oriented photocatalysis. *ACS Catalysis*, 10(17), 10253–10315. <https://doi.org/10.1021/acscatal.0c02947>
- Kumar, A., Kumar, S., Krishnan, V. (2019). *Perovskite-Based Materials for Photocatalytic Environmental Remediation* (pp. 139–165). https://doi.org/10.1007/978-3-030-10609-6_5
- Lai, C., An, N., Li, B., Zhang, M., Yi, H., Liu, S., Qin, L., Liu, X., Li, L., Fu, Y., Xu, F., Wang, Z., Shi, X., An, Z., Zhou, X. (2021). Future roadmap on nonmetal-based 2D ultrathin nanomaterials for photocatalysis. In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 406). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126780>
- Long, Z., Li, Q., Wei, T., Zhang, G., Ren, Z. (2020). Historical development and prospects of photocatalysts for pollutant removal in water. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 395). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122599>
- Lu, C. H., Biesold-Mcgee, G. V., Liu, Y., Kang, Z., Lin, Z. (2020). Doping and ion substitution in colloidal metal halide perovskite nanocrystals. In *Chemical Society Reviews* (Vol. 49, Number 14, pp. 4953–5007). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/c9cs00790c>
- Mai, H., Chen, D., Tachibana, Y., Suzuki, H., Abe, R., Caruso, R. A. (2021). Developing sustainable, high-performance perovskites in photocatalysis: Design strategies and applications. In *Chemical Society Reviews* (Vol. 50, Number 24, pp. 13692–13729). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d1cs00684c>
- Meng, D., Xiang, Y., Yang, Z., Yuan, H., Tang, L., Li, S. (2024). The Piezocatalytic Degradation of Sulfadiazine by Lanthanum-Doped Barium Titanate. *Molecules*, 29(8). <https://doi.org/10.3390/molecules29081719>
- Moctezuma, E., Leyva, E., Lara-Pérez, C., Noriega, S., Martínez-Richa, A. (2020). TiO₂ Photocatalytic Degradation of Diclofenac: Intermediates and Total Reaction Mechanism. *Topics in Catalysis*, 63(5–6), 601–615. <https://doi.org/10.1007/s11244-020-01262-7>
- Molinari, R., Lavorato, C., Argurio, P. (2020). Visible-light photocatalysts and their perspectives for building photocatalytic membrane reactors for various liquid phase chemical conversions. In *Catalysts* (Vol. 10, Number 11, pp. 1–38). MDPI. <https://doi.org/10.3390/catal10111334>
- Muelas-Ramos, V., Sampaio, M. J., Silva, C. G., Bedia, J., Rodriguez, J. J., Faria, J. L., Belver, C. (2021). Degradation of diclofenac in water under LED irradiation using combined g-C₃N₄/NH₂-MIL-125 photocatalysts. *Journal of Hazardous Materials*, 416. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126199>
- Nannou, C., Maroulas, K. N., Tsamtzidou, C., Ladomenou, K., Kyzas, G. Z. (2025). Photocatalytic degradation of veterinary antibiotics in wastewaters: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 966). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178765>
- Neelakandan, M., Dhandapani, P., Ramasamy, S., Duraisamy, R., Lee, S. J., Angaiah, S. (2025). A review on perovskite oxides and their composites as electrode materials for supercapacitors. In *RSC Advances* (Vol. 15, Number 21, pp. 16766–16791). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d5ra01950h>
- Ngqwala, N. P., Muchesa, P. (2020). Occurrence of pharmaceuticals in aquatic environments: A review and potential impacts in South Africa. In *South African Journal of Science* (Vol. 116, Number 8). Academy of Science of South Africa. <https://doi.org/10.17159/sajs.2020/5730>
- Nguyen, T. P., Tran, Q. B., Ly, Q. V., Thanh Hai, L., Le, D. T., Tran, M. B., Ho, T. T. T., Nguyen, X. C., Shokouhimehr, M., Vo, D. V. N., Lam, S. S., Do, H. T., Kim, S. Y., Van Tung, T., Van Le, Q. (2020). Enhanced visible photocatalytic degradation of diclofen over N-doped TiO₂ assisted with H₂O₂: A kinetic and pathway study. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(11), 8361–8371. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.05.023>
- Nkwachukwu, O. V., Arotiba, O. A. (2021). Perovskite oxide-based materials for photocatalytic and photoelectrocatalytic treatment of water. In *Frontiers in Chemistry* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fchem.2021.634630>
- Oluwole, A. O., Omotola, E. O., Olatunji, O. S. (2020). Pharmaceuticals and personal care products in water and wastewater: a review of treatment processes and use of photocatalyst immobilized on functionalized carbon in AOP degradation. In *BMC Chemistry* (Vol. 14, Number 1). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/s13065-020-00714-1>

- Orona-Návar, C., Levchuk, I., Moreno-Andrés, J., Park, Y., Mikola, A., Mahlknecht, J., Sillanpää, M., Ornelas-Soto, N. (2020). Removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) and bacteria inactivation from urban wastewater effluents by UVA-LED photocatalysis with Gd³⁺ doped BiVO₄. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6), 104540. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104540>
- Ortúzar, M., Esterhuizen, M., Olicón-Hernández, D. R., González-López, J., Aranda, E. (2022). Pharmaceutical pollution in aquatic environments: A concise review of environmental impacts and bioremediation systems. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 13). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.869332>
- Palomares-Reyna, D., Palomino-Resendiz, R. L., García-Pérez, U. M., Fuentes-Camargo, I., Lartundo-Rojas, L., Sosa-Rodríguez, F. S., Vilar, V. J. P., Vazquez-Arenas, J. (2023). Influence of oxygen vacancies, surface composition, and crystallite size on the photoelectrochemical oxidation activity of C,N-codoped TiO₂ for cefadroxil abatement along with O₃. *Chemosphere*, 342, 140133. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140133>
- Parra-Saldivar, R., Castillo-Zacarías, C., Bilal, M., Iqbal, H. M. N., Barceló, D. (2021). Sources of pharmaceuticals in water. In *Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 103, pp. 33–47). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. https://doi.org/10.1007/978_2020_623
- Pot E, J., Milakovic, M., Chaumot, A., Seidensticker, S., Melling, M., Supriatin, A., & Sherif, S. (2022). *Pharmaceutical pollution of the world's rivers*. <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119/-/DCSupplemental>
- Quijano Prieto, D. M., Orozco-Díaz, J. G., Toro, J., Ballesteros-Cabrera, M. del P. (2025). Fármacos en el ambiente: aproximaciones para su estudio a través de una revisión de alcance. *Gestión y Ambiente*, 28(1), 22. <https://doi.org/10.15446/ga.v28n1.120427>
- Rawat, S., Pranav, S. A., Denny, T., Bhaskaran, M. (2025). Perovskite-based photocatalysis for microbial inactivation: materials, mechanisms, and challenges. In *Nanoscale Advances*. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d5na00737b>
- Rebollo, B., Jiménez, A., Trujillano, R., Rives, V., Gil, A., Vicente, M. A. (2024). Hydrocalumite–TiO₂ hybrid systems synthesized from aluminum salt cake for photodegradation of ibuprofen. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112395>
- Rivera-Jaimes, J. A., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R. M., Aceña, J., Barceló, D., López de Alda, M. (2018). Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, 613–614, 1263–1274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.134>
- Rokesh, K., Sakar, M., Do, T. O. (2020). Calcium bismuthate (CaBiO₃): A potential sunlight-driven perovskite photocatalyst for the degradation of emerging pharmaceutical contaminants. *ChemPhotoChem*, 4(5), 373–380. <https://doi.org/10.1002/cptc.201900265>
- Schneider, J. T., Firak, D. S., Ribeiro, R. R., Peralta-Zamora, P. (2020). Use of scavenger agents in heterogeneous photocatalysis: truths, half-truths, and misinterpretations. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 22(27), 15723–15733. <https://doi.org/10.1039/d0cp02411b>
- Shen, Q., Dong, S., Li, S., Yang, G., Pan, X. (2021). A review on the catalytic decomposition of no by perovskite-type oxides. In *Catalysts* (Vol. 11, Number 5). MDPI. <https://doi.org/10.3390/catal11050622>
- Shirazinejad, A. R., Jorfi, S., Tabatabaie, T., Amiri, F. (2023). Survey on removing gentamicin antibiotic from aqueous media by recyclable magnetic titania photocatalyst. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 103(18), 6260–6276. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1952999>
- Singh, D., Kushwaha, J., Shankar, R., Singh, S., Mishra, V., Singh, D., Mishra, A., Singhanian, R. R., Patel, A. K., Giri, B. S. (2026). Pharmaceutical wastewater as an emerging environmental contaminant: Sustainable treatment strategies and future perspectives. *Bioengineering*, 13(5), 540. <https://doi.org/10.3390/bioengineering13050540>
- Souza, C. C., Aquino, S. F., De Queiroz Silva, S. (2020). Toxicological tests applied to the analysis of water contaminated by drugs. In *Engenharia Sanitaria e Ambiental* (Vol. 25, Number 2, pp. 217–228). ABES - Associacao Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020183632>
- Subramanian, Y., Mishra, B., Mishra, R. P., Kumar, N., Bastia, S., Anwar, S., Gubendiran, R., Chaudhary, Y. S. (2022). Efficient degradation of endocrine-disrupting compounds by heterostructured perovskite photocatalysts and its correlation with their ferroelectricity. *New Journal of Chemistry*, 46(24), 11851–11861. <https://doi.org/10.1039/d2nj00785a>
- Sun, Y., Yang, J., Li, S., Wang, D. (2021). Defect engineering in perovskite oxide thin films. *Chemical Communications*, 57(68), 8402–8420. <https://doi.org/10.1039/d1cc02276h>
- Temerov, F., Baghdadi, Y., Rattner, E., & Eslava, S. (2022). A review on halide perovskite-based photocatalysts: Key factors and challenges. In *ACS Applied Energy Materials* (Vol. 5, Number 12, pp. 14605–14637). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsaem.2c02680>
- Tonel, M. Z., Schultz, J. V., Fagan, S. B., & da Silva, I. Z. (2026). *Graphene-Based Adsorbents for Effective Removal of Organic Pollutants* (pp. 67–82). https://doi.org/10.1007/978-3-032-08669-3_4
- Wang, H., Zhang, J., Yuan, X., Jiang, L., Xia, Q., Chen, H. (2020). Photocatalytic removal of antibiotics from natural water matrices and swine wastewater via Cu(I) coordinately polymeric carbon nitride framework. *Chemical Engineering Journal*, 392. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123638>
- Wang, T., Zheng, J., Cai, J., Liu, Q., Zhang, X. (2022). Visible-light-driven photocatalytic degradation of dye and antibiotics by activated biochar composited with K⁺ doped g-C₃N₄: Effects, mechanisms, actual wastewater treatment

- and disinfection. *Science of The Total Environment*, 839, 155955.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155955>
- Yadav, P., Yadav, S., Atri, S., Tomar, R. (2021). A Brief Review on Key Role of Perovskite Oxides as Catalyst. In *ChemistrySelect* (Vol. 6, Number 45, pp. 12947–12959). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/slct.202102292>
- Younes, H. A., Taha, M., Khaled, R., Mahmoud, H. M., Abdelhameed, R. M. (2023). Perovskite/metal-organic framework photocatalyst: A novel nominee for eco-friendly uptake of pharmaceuticals from wastewater. *Journal of Alloys and Compounds*, 930. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2022.167322>
- Zhang, T., Xu, K., Li, J., He, L., Fu, D. W., Ye, Q., Xiong, R. G. (2023). Ferroelectric hybrid organic-inorganic perovskites and their structural and functional diversity. In *National Science Review* (Vol. 10, Number 2). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwac240>